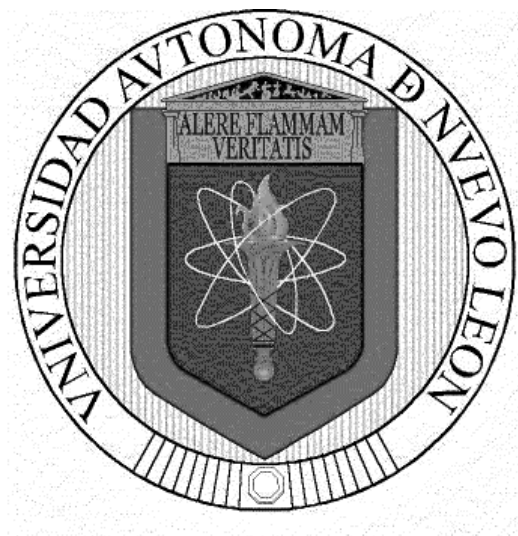


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS



**Diseño de un proceso para la producción de energía y bio-
fertilizante a partir de residuos sólidos orgánicos**

Por

Luis Ramiro Miramontes Martínez

Como requisito parcial para obtener el Grado de DOCTOR EN
CIENCIAS con orientación en procesos sustentables

Monterrey, Nuevo León, 2020

Contenido

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | INTRODUCCIÓN..... | 4 |
| 1.1 | PROBLEMÁTICA DEL RELLENO SANITARIO COMO SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VEGETALES | 4 |
| 1.2 | LA DIGESTIÓN ANAEROBIA COMO TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS DE FRUTAS Y VEGETALES | 5 |
| 1.3 | PROCESOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA INDUSTRIAL..... | 11 |
| 1.4 | EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA..... | 17 |
| 1.5 | MODELOS MATEMÁTICOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA | 21 |
| 2 | HIPÓTESIS | 24 |
| 3 | OBJETIVO GENERAL..... | 25 |
| 3.1 | OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 25 |
| 4 | ÁREA DE OPORTUNIDAD Y APORTACIÓN CIENTÍFICA | 26 |
| 5 | METODOLOGÍA..... | 27 |
| 5.1 | EVALUACIÓN EXPERIMENTAL Y NUMÉRICA PARA ENCONTRAR LAS MEJORES CONDICIONES DE OPERACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA A PARTIR DE LOS RESIDUOS DE FRUTAS Y VEGETALES | 28 |
| 5.1.1 | Descripción de sustratos e inóculo | 29 |
| 5.1.2 | Caracterización de los sustratos | 30 |
| 5.1.3 | Sistema de digestión..... | 31 |
| 5.1.4 | Índice de rendimiento de co-digestión..... | 33 |
| 5.2 | EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL DE UN PROCESO INTEGRAL DE APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VEGETALES PARA LA GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD Y BIO-FERTILIZANTE A ESCALA INDUSTRIAL..... | 34 |
| 5.2.1 | Características generales | 34 |
| 5.2.2 | Módulo de pre-tratamiento y digestión anaerobia..... | 35 |
| 5.2.3 | Proceso de valorización de co-productos..... | 37 |
| 5.2.4 | Implementación del análisis de ciclo de vida..... | 38 |
| 5.2.5 | Evaluación de impacto ambiental | 41 |
| 5.2.6 | Evaluación económica..... | 41 |

| | | |
|-----|--|----|
| 6 | RESULTADOS | 44 |
| 6.1 | CARACTERIZACIÓN DE SUSTRATOS E INÓCULO | 44 |
| 6.2 | RENDIMIENTO DE LA CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VEGETALES | 45 |
| 6.3 | PRUEBAS DE ESTABILIDAD | 50 |
| 6.4 | RESULTADOS TECNICOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA CENTRALIZADA | 54 |
| 6.5 | ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA | 56 |
| 6.6 | ANÁLISIS ECONÓMICO | 59 |
| 7 | CONCLUSIONES..... | 65 |
| 8 | REFERENCIAS..... | 67 |
| 9 | MATERIAL SUPLEMENTARIO..... | 84 |

1 Introducción

En este capítulo se presenta la problemática ambiental del relleno sanitario e incineración como sitios de disposición final de los residuos de frutas y vegetales (RFV); la tecnología de digestión anaerobia (DA) como alternativa de tratamiento a los RFV; y las ventajas económicas y ambientales de esta tecnología en comparación con el relleno sanitario y la incineración.

1.1 Problemática del relleno sanitario como sitio de disposición final de residuos de frutas y vegetales

En años recientes el impacto ambiental asociado a la gestión de residuos de comida en rellenos sanitarios, ha obligado a políticos y tomadores de decisiones a considerar estrategias asequibles y sustentables para su revalorización (Capson-Tojo et al. 2016; Botello-Álvarez et al. 2018). Según la FAO (2014) se generan 1300 Mt a⁻¹ de residuos de comida, equivalentes a un tercio de la producción mundial de alimentos. En México, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) estima para el 2020 una generación de 14.5 Mt de residuos de comida, en donde la etapa de distribución representa 5 Mt (CEC 2017). Esta etapa ocurre principalmente en los centros de suministro de alimentos donde los RFV causan el 50% del total de desechos, los cuales tienen como sitio de disposición final los rellenos sanitarios (García-Peña et al. 2011).

El uso de relleno sanitario como sistema de gestión de residuos de comida y RFV es la estrategia más implementada en América Latina (García-Peña et al. 2011; Angulo et al. 2012), sin embargo representa una de las opciones menos sustentables, junto con la

incineración (Capson-Tojo et al. 2016). Disponer estos residuos en rellenos sanitarios, que también gestionan residuos sólidos municipales, tiene un potencial de emisión de 1176 kg CO₂ eq t⁻¹ (Botello-Álvarez et al. 2018). La gestión RFV en rellenos sanitarios genera 680 kg de CO₂ eq t⁻¹ (Whitehead et al. 2013). Según la literatura, la digestión anaerobia (DA) es una alternativa que presenta menores emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con el relleno sanitario y la incineración de tratamiento de residuos (Zaman 2010; Whiting and Azapagic 2014), con un impacto ambiental de -90 kg CO₂ eq t⁻¹ RFV (Whitehead et al. 2013). La DA puede incorporar procesos de generación de electricidad a partir del biogás que produce (Wu et al. 2019), además de producir digestato que puede ser utilizado como bio-fertilizante (Di Maria et al. 2014). La desventaja de utilizar DA para la gestión de residuos orgánicos son los altos costos operativos, 25 - 35 USD t⁻¹ a⁻¹, mientras que el uso del relleno sanitario representa 1 - 3 USD t⁻¹ a⁻¹ (Tolis et al. 2010; Yap and Nixon 2015; Ouda et al. 2016).

1.2 La digestión anaerobia como tratamiento de los residuos de frutas y vegetales

La tecnología de DA como sistema de tratamiento de residuos orgánicos presenta menores impactos ambientales en comparación con el relleno sanitario, por lo que diversos investigadores han evaluado la DA como tratamiento para los RFV, y enfatizan el hecho de que este proceso opera en un régimen estable solo a bajas TCO. Knol et al. (1978) estableció una TCO máxima de 1.6 kg SV m⁻³ d⁻¹, con un rendimiento de biogás de 300 a 580 mL g SV⁻¹. La inestabilidad de la DA de estos residuos se asocia con la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), acidificación y a una baja capacidad amortiguadora del sistema reactivo. La hidrólisis de la materia orgánica genera AGV a través de reacciones

catabólicas, como la acidogénesis y acetogénesis de sustratos solubles (García-Peña et al. 2011; Scano et al. 2014; Masebinu et al. 2018). Estos fenómenos provocan una disminución en el pH del proceso, inhibiendo el metabolismo de la biomasa metanogénica (Mata-Alvarez et al. 1992; Li et al. 2017). Las concentraciones de AGV superiores a 4000 mg L⁻¹ se consideran inhibitoras (Procházka et al. 2012) en procesos de DA.

Un incremento en la TCO puede mejorar la productividad de CH₄ y el éxito financiero de los procesos de DA de RFV. En literatura se recomiendan TCO superiores a 3.00 kg SV m⁻³ d⁻¹ para lograr una alta productividad de CH₄ a partir de RFV (Mata-Alvarez et al. 1992). No obstante, este incremento puede afectar negativamente la estabilidad del proceso debido a inhibición por acidificación (Capson-Tojo et al. 2016; Chiu y Lo 2016). Los cuales se asocian a la concentración de carbohidratos fácilmente biodegradables alrededor del 75% (Li et al. 2017), bajo contenido de proteínas, pH < 4.57 (Lin et al. 2011; Di Maria et al. 2016; Korai et al. 2018) y concentraciones de alcalinidad entre 200 - 247 mg CaCO₃ L⁻¹ (Korai et al. 2018) en los RFV.

La literatura reporta que una opción para mejorar las condiciones del proceso y aumentar el rendimiento de CH₄, es el uso de co-sustratos (Di Maria et al. 2015; Chakraborty et al. 2018). El proceso de co-digestión ofrece varios beneficios, como la dilución de especies inhibitoras (Mata-Alvarez et al. 2014; Astals et al. 2014); mayor disponibilidad de nutrientes, lo que podría incrementar la biodegradabilidad; y cambios en la flora microbiana que podrían resultar en un mejor desempeño metabólico (Ebner et al. 2016).

Jiang et al. (2012) estudiaron la DA de residuos vegetales en un CSTR. Sus resultados indican que el uso de residuos vegetales como único sustrato no es aconsejable para un proceso de DA, debido a procesos de inhibición consecuencia de la acumulación de AGV

y la disminución del pH en el reactor. Los autores señalaron que la adición de soluciones amortiguadoras no fue suficiente para evitar que el pH descendiera, mientras que la adición de estiércol de vaca como co-sustrato logró estabilizar el proceso. Lin et al. (2011) analizaron la co-digestión de RFV con residuos de comida en un CSTR con TCO de 3 kg $\text{SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Los resultados mostraron que la proporción de alimentación ideal es 1:1 SV, logrando un rendimiento de 490 mL $\text{CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$, además el proceso exhibió un control de pH sin necesidad de agregar compuestos amortiguadores.

En la Tabla 1 se observa que la co-digestión de RFV se utiliza ampliamente en literatura a diversas TCO y relaciones de alimentación. La co-digestión de RFV con residuos de alimentos presenta un rendimiento de 420 mL $\text{CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Lin et al. 2011), en co-digestión con estiércol de ganado 450 mL $\text{CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Callaghan et al. 2002), en co-digestión con lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales 435 mL $\text{CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Di Maria et al. 2014), en co-digestión con la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos 396 mL $\text{CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Pavi et al. 2017), y en co-digestión con residuos de rastro $627.8 \pm 220 \text{ mL CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Edström et al. 2003; Pitk et al. 2013; Borowski y Kubacki 2015; Ware y Power 2016; Hidalgo et al. 2017).

Tabla 1. Digestión anaerobia de residuos de frutas y vegetales en mono y co-digestión.

| Autor | Sustrato | Co-sustrato | Relación de alimentación (SV) | Reactor | Temperatura (°C) | TCO | Rendimiento (mL CH ₄ g SV ⁻¹) |
|----------------------------|----------|---|-------------------------------|---------|------------------|------|--|
| Knol et al. (1978) | RFV | | | | | 1.60 | 300 – 580 |
| Mata-Alvarez et al. (1992) | RFV | | | CSTR | 35 | 1.68 | 480 |
| | RFV | | | CSTR | 35 | 2.10 | 480 |
| | RFV | | | CSTR | 35 | 2.40 | 479 |
| | RFV | | | CSTR | 35 | 2.80 | 476 |
| Rajeshwari et al. (1998) | RFV | | | Batch | | | 160 |
| Bouallagui et al. (2001) | RFV | | | Batch | | | 260 |
| Lin et al. (2011) | RFV | | | Batch | | | 510 |
| Di Maria et al. (2015) | RFV | | | Batch | | | 335 |
| Ebner et al. (2016) | RFV | | | Batch | | | 415 |
| Callaghan et al. (2002) | RFV | Estiércol de pollo | 20:80 | CSTR | 35 | 3.19 | 230 |
| | RFV | Estiércol de pollo | 50:50 | CSTR | 35 | 3.19 | 450 |
| Alvarez et al. (2008) | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 0.14 | 140 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 0.31 | 250 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 0.49 | 340 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 0.78 | 310 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 1.31 | 320 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 2.03 | 260 |
| | RFV | Residuos de rastro, estiércol de vaca y cerdo | 33:66 | CSTR | 35 | 3.80 | 120 |
| Lin et al. (2011) | RFV | Residuos de comida | 50:50 | CSTR | 35 | 3.00 | 420 |
| García-Peña et al. (2011) | RFV | Residuos de rastro | 50:50 | Batch | 35 | | 495 |
| Días et al. (2014) | RFV | Estiércol de vaca | 0:100 | CSTR | 37 | 1.14 | 113 |
| | RFV | Estiércol de vaca | 25:75 | CSTR | 37 | 1.09 | 164 |
| | RFV | Estiércol de vaca | 75:25 | CSTR | 37 | 1.30 | 390 |
| | RFV | Estiércol de vaca | 100:0 | CSTR | 37 | 0.80 | 472 |
| Di Maria et al. (2014) | RFV | Lodos activados | 20:80 | CSTR | 35 | 1.46 | 90 |
| | RFV | Lodos activados | 20:80 | CSTR | 35 | 2.10 | 435 |
| | RFV | Lodos activados | 20:80 | CSTR | 35 | 2.80 | 236 |
| Pavi et al. (2017) | RFV | FORSU | 50:50 | Batch | 35 | | 350 |
| | RFV | FORSU | 50:50 | Batch | 35 | | 396 |
| Bres et al. (2018) | RFV | Estiércol de pollo | 50:50 | CSTR | 35 | 2.00 | 210 |
| Wang et al. (2018) | RFV | Estiércol de vaca y residuos de maíz | 17:83 | CSTR | 38 | 2.52 | 202 |

TCO: Tasa de carga orgánica (kg SV L⁻¹ d⁻¹).

FORSU: Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; RFV: Residuos de frutas y vegetales.

En contraste, los RFV en mono-digestión tienen rendimientos de $336 \pm 135 \text{ mL CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$ (Rajeshwari et al. 1998; Bouallagui et al. 2001; Lin et al. 2011; Di Maria and Barratta 2015; Ebner et al. 2016). Un aumento en el rendimiento de metano en la co-digestión de RFV se asocia con factores sinérgicos, principalmente entre sustratos ricos en carbohidratos como los RFV con sustratos con un relativamente alto contenido de proteínas y lípidos (Astals et al. 2014). Sin embargo, la sinergia entre sustratos puede ser afectada por la variabilidad de los RFV.

La variabilidad física y bromatológica de los RFV tiene un impacto negativo en el funcionamiento de la DA, comprometiendo así su éxito operativo y económico. Los principales factores que determinan la variabilidad del sustrato son la ubicación geográfica, la fuente de recolección, las estaciones (Fisgativa et al. 2016; Alibardi and Cossu 2015), el tipo de sistema de recolección y los patrones de consumo (Alibardi y Cossu 2015). Alibardi y Cossu (2015) encontraron que el potencial bioquímico de CH_4 de los RFV cambia estacionalmente en un rango de $360 - 480 \text{ mL CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$.

Se ha informado de una alta variabilidad en las concentraciones de compuestos intermediarios críticos en la estabilidad del proceso de DA. Existen variaciones estacionales en el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) de los residuos de frutas de $16.1 \pm 3.3 \text{ mg N g ST}^{-1}$ y en los residuos vegetales de 25.3 ± 9.6 (Alibardi and Cossu 2015). Un estudio de 102 muestras de residuos de comida indicaron promedios de NTK de $16 \pm 12 \text{ mg N g ST}^{-1}$ y nitrógeno amoniacal total de $731 \pm 958 \text{ mg L}^{-1}$; que se asocia estadísticamente con el origen geográfico y la época de la recolección (Fisgativa et al. 2016). La literatura referente a la DA de RFV destaca que la inestabilidad del sustrato provoca una disminución tanto en el pH como en el rendimiento de CH_4 .

En literatura se recomienda el uso de diversos indicadores de alerta (IAT) para el correcto monitoreo de la estabilidad de la DA. Los IAT se basan en medir las respuestas de diferentes parámetros (pH, alcalinidades, AGV, $\text{NH}_3\text{-N}$) ante perturbaciones causadas por diferentes condiciones de operación y de alimentación. Los AGV y los distintos tipos de alcalinidad son las variables más utilizadas en los IAT y se basan en métodos de titulación ampliamente utilizados debido a su sencillez (Wu et al. 2019) y la capacidad para determinar simultáneamente la alcalinidad y la concentración de AGV (Ripley et al. 1986). Otra ventaja de los métodos de titulación es que son más baratos que otras pruebas convencionales como la cromatografía de gases (Sun 2016). Sin embargo, las muestras con alto contenido de sólidos totales pueden requerir un tratamiento previo de separación sólido-líquido, como la centrifugación y filtración, que inevitablemente aumentan la complejidad y los costos del proceso (Wu et al. 2019).

Para disminuir posibles eventos de inhibición por acidificación y mantener procesos de DA estables se recomiendan valores de AGV/alcalinidad total (AT) de 0.4 - 0.6 (Korai et al. 2018), $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+ < 1500 \text{ mg L}^{-1}$ (Korai et al. 2018), $\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1.2$ (Li et al. 2017), $\text{AGV/Alcalinidad de bicarbonatos} > 0.15$ (Li et al. 2017).

En consecuencia, en la selección de un co-sustrato se debe considerar en la formulación RFV:co-sustrato el fomento de un mayor rendimiento de CH_4 , una sinergia entre sustratos y el aporte a la estabilidad del proceso de DA, incluso en presencia de posibles perturbaciones en la composición del sustrato. Con el fin de obtener procesos de DA estables, de bajo impacto ambiental y que al mismo tiempo se obtengan ingresos económicos por la gestión de residuos, venta de electricidad y bio-fertilizante.

1.3 Procesos de digestión anaerobia a escala industrial

La DA es utilizada ampliamente en la Unión Europea como tecnología para el tratamiento de residuos orgánicos a nivel industrial. En el año 2015 la Unión Europea contaba con 17,662 plantas de DA a escala industrial y una capacidad eléctrica instalada de 9,985 MW. Alemania es líder en la tecnología con un 9545 de plantas de DA instaladas en el 2015 (Edwards et al. 2015). La DA en Alemania genera el 5.0% de su consumo anual de energía y presentan capacidades de tratamiento de residuos de 5000 – 126000 t a⁻¹ (Bioenergy Task 2014). El 70% utiliza sustratos agrícolas (estiércol, cultivos energéticos, etc.), 16% lodos de aguas residuales, 10% residuos orgánicos y 4% utiliza otro tipo de residuos (EBA 2016).

La DA para la generación de electricidad en la Unión Europea funciona mediante dos modelos de operación: centralizada y *farm-scale*. Los modelos centralizados utilizan digestores de hasta de 8,000 m³ (Nielsen and Angelidaki 2008) y son construidos a una distancia máxima de 25 km de los centros de generación de residuos (Polifacio and Murphy 2007). La DA *farm-scale* consiste en digestores con capacidad de 200 a 1200 m³, construidos en granjas lecheras o porcinas (Weiland 2003).

En la Tabla 2 se presentan diversos procesos de DA a escala industrial, en donde la DA se lleva a cabo generalmente en reactores de tanque agitado (CSTR) en modo semi-continuo con control de temperatura (37 - 40 °C); con suministro constante de materia prima basada en co-digestiones de residuos agroindustriales, residuos de mataderos, cultivos energéticos y estiércoles; tasas de carga orgánica (TCO) de 2.11 a 4.25 kg SV m⁻³ d⁻¹; y productividades dentro del rango de 0.32 a 12 m³ CH₄ m⁻³ d⁻¹. Los amplios rangos de productividades se pueden deber a los tipos de sustratos utilizados, a la temperatura de operación o a la estabilidad del proceso.

Tabla 2. Productividad de biogás reportada en literatura para digestión anaerobia a escala industrial en Europa.

| Autor | Digestor (volumen ¹) | Sustrato | TCO ² | TRH ³ | Productividad ⁴ |
|----------------------------|-------------------------------------|---|------------------|------------------|----------------------------|
| Lindorfer et al. (2008) | CSTR (2000) | Estiércol de cerdo | 2.11 | | 1.50 |
| | CSTR (2000) | Estiércol de cerdo y cultivos energéticos | 4.25 | | 2.91 |
| Ek et al. (2011) | CSTR (7400) | Residuos de matadero | | 45-55 | 4.08 |
| Akbulut (2012) | Laguna (2713) | Estiércol de vaca | 2.51 | 33 | 1.05 |
| | CSTR (2713) | Estiércol de vaca y de oveja | 2.51 | 33 | 1.28 |
| Passos et al. (2015) | CSTR (2000) | Microalgas y cultivos energéticos | 0.70 | 20 | 0.12 |
| Hamawand (2015) | CSTR (2400) | Estiércol de vaca y cultivos energéticos | | | 1.99 |
| De Vrieze et al. (2015) | CSTR (4000) | RSU | | | < 2.50 |
| | CSTR (4000) | RSU | | | 4.00 - 5.50 |
| | CSTR (1500) | Maíz y estiércol | | | 5.60 |
| | CSTR (1500) | Maíz y estiércol | | | 5.60 |
| | CSTR (1000) | Residuos de rastro | | | 7.50 |
| | CSTR (1000) | Residuos de rastro | | | 7.50 |
| | CSTR (2500) | Maíz y estiércol | | | 4.80 |
| | CSTR (3600) | Estiércol, cultivos energéticos y residuos de matadero | | | 1.50 |
| | CSTR (3600) | Estiércol, cultivos energéticos y residuos de matadero | | | 2.00 |
| | CSTR (3150) | FORSU | | | 5.50 - 7.00 |
| | CSTR (3150) | FORSU | | | 2.50 - 4.00 |
| | CSTR (3450) | FORSU | | | 2.50 - 4.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | 10.00 - 12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | 10.00 - 12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | 10.00 - 12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | < 2.50 |
| | CSTR (1000) | Maíz, grasa y RFV | | | 5.70 |
| | CSTR (3255) | Lodos y estiércol | | | 2.70 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | 1.10 |
| | CSTR (1200) | Maíz y estiércol | | | 1.10 |
| | CSTR (1250) | Estiércol | | | 4.10 |
| | CSTR (2000) | Maíz y estiércol | | | 7.40 |
| | CSTR (2000) | Maíz y estiércol | | | 7.40 |
| | CSTR (3000) | Maíz y estiércol | | | 5.70 |
| | CSTR (3200) | Maíz y estiércol | | | 2.10 |
| | CSTR (1500) | Residuos de matadero | | | 2.80 |
| | CSTR (1500) | Residuos de matadero | | | 2.80 |
| | CSTR (1500) | Residuos de matadero | | | 2.80 |
| | CSTR (1500) | Residuos de matadero | | | 6.40 |
| De Vrieze et al. (2016) | CSTR (3000) | Cultivos energéticos y residuos de matadero | | 40 | 3.90 |

| | | | | |
|--------------------------------|-------------|--|------------|------|
| | CSTR (2500) | Cultivos energéticos y residuos de matadero | 60 | 6.35 |
| | CSTR (3500) | Estiércol y residuos de matadero | 45 | 7.88 |
| | CSTR (3000) | Cultivos energéticos, estiércol y residuos de matadero | 40-50 | 9.20 |
| Ahlberg-Eliasson et al. (2017) | n.d. (570) | Estiércol de vaca | 2.30 32 | 0.56 |
| | n.d. (2100) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 2.20 34 | 0.74 |
| | n.d. (600) | Estiércol de vaca | 2.30 34 | 0.88 |
| | n.d. (300) | Estiércol de vaca | 1.90 38 | 0.61 |
| | n.d. (261) | Estiércol de vaca | 2.00 33 | 0.54 |
| | n.d. (1780) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 2.30 32 | 0.91 |
| | n.d. (610) | Estiércol de vaca | 1.70 45 | 0.52 |
| | n.d. (1206) | Estiércol de vaca | 2.20 34 | 0.62 |
| | n.d. (405) | Estiércol de vaca | 1.30 55 | 0.37 |
| | n.d. (680) | Estiércol de vaca | 2.10 35 | 0.75 |
| | n.d. (800) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 1.70 29 | 0.73 |
| | n.d. (1000) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 2.50 31 | 1.12 |
| | n.d. (1170) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 3.20 23 | 0.67 |
| | n.d. (478) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 2.20 60 | 1.38 |
| | n.d. (2700) | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | 1.50 36 | 0.57 |
| | n.d. (550) | Estiércol de cerdo | 2.00 25 | 0.65 |
| | n.d. (1500) | Estiércol de cerdo | 1.20 32 | 0.32 |
| | n.d. (520) | Estiércol de cerdo | 1.80 38 | 0.61 |
| | n.d. (2435) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.20 47 | 0.63 |
| | n.d. (1000) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.40 45 | 0.62 |
| | n.d. (2440) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.00 46 | 0.46 |
| | n.d. (3240) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.20 63 | 0.91 |
| | n.d. (1120) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.20 55 | 0.58 |
| | n.d. (515) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 1.50 29 | 0.63 |
| | n.d. (950) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 2.10 39 | 0.73 |
| | n.d. (370) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 2.70 23 | 0.87 |
| | n.d. (1680) | Estiércol de cerdo y residuos orgánicos | 2.60 30 | 0.91 |
| Otuzalti and Perendeci (2018) | CSTR (9000) | Lodos de depuradora | 1.35 22.5 | 0.44 |
| Wang et al. (2018) | CSTR (5000) | Estiércol de cerdo | | 1.13 |
| Cecchi and Cavinato (2019) | CSTR (2200) | Lodo y FORSU | 0.87 25-30 | 0.35 |
| | CSTR (5000) | Lodos y FORSU | 1.38 30-40 | 0.72 |
| Michailos et al. (2020) | CSTR (8000) | Lodos de depuradora | | 1.28 |
| <i>Biogas3 Project (2020)</i> | | | | |
| 228-BG3 | n.d. (22) | Residuos vegetales y pulpa de fruta | 2.16 61 | 1.29 |
| 231-BG3 | n.d. (285) | Estiércol de cerdo, alimento para cerdo y maíz | 2.18 57 | 1.16 |
| 232-BG3 | n.d. (2159) | RFV en conserva | 2.15 42 | 1.05 |
| 378-BG3 | n.d. (699) | RFV en conserva | 1.80 51 | 1.34 |
| 393-BG3 | n.d. (1261) | RFV en conserva | 2.17 52 | 1.16 |

| | | | | | |
|---------|-------------|--|------|----|------|
| 455-BG3 | n.d. (905) | RFV en conserva | 2.17 | 53 | 1.72 |
| 312-BG3 | n.d. (149) | Estiércol de vaca y RFV en conserva | 4.37 | 55 | 2.28 |
| 311-BG3 | n.d. (486) | Purín de cerdo, residuos de pastelería y RFV | 2.18 | 42 | 1.52 |
| 462-BG3 | n.d. (478) | Residuos de la industria lechera | 2.04 | 20 | 1.78 |
| 406-BG3 | n.d. (2993) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 35 | 0.73 |
| 388-BG3 | n.d. (121) | Estiércol de vaca | 2.18 | 35 | 0.73 |
| 263-BG3 | n.d. (549) | Residuos agro-industriales | 2.10 | 20 | 0.75 |
| 581-BG3 | n.d. (242) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 41 | 0.80 |
| 580-BG3 | n.d. (102) | Residuos agro-industriales | 4.37 | 38 | 1.97 |
| 582-BG3 | n.d. (1568) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 47 | 0.74 |
| 546-BG3 | n.d. (138) | Residuos agro-industriales | 2.16 | 51 | 1.77 |
| 542-BG3 | n.d. (84) | Estiércol de vaca | 2.17 | 50 | 0.70 |
| 244-BG3 | n.d. (122) | Cultivos energéticos y ensilaje | 2.18 | 62 | 2.21 |
| 139-BG3 | n.d. (1218) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 55 | 1.98 |
| 332-BG3 | n.d. (1328) | Estiércol de pollo y residuos de matadero | 2.16 | 51 | 0.92 |
| 334-BG3 | n.d. (341) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 47 | 0.87 |

¹m³; ²kg VS m³ d⁻¹; ³d; ⁴m³ m⁻³ d⁻¹.

FORSU: Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; RSU: Residuos Sólidos Urbanos.

En Latinoamérica, los procesos industriales de DA se caracterizan por operar con TCO de 0.34 a 1.17 kg SV m⁻³ d⁻¹, logrando productividades dentro del rango de 0.018 - 0.525 m³ CH₄ m⁻³ d⁻¹; utilizando reactores de flujo pistón operados a temperatura ambiente y alimentados con estiércol de ganado, porcino, de oveja y de cabra (Chao et al. 2008; Ferrer et al. 2009; Garfí et al. 2011; Martí-Herrero et al. 2015). En tales procesos, las bajas productividades de CH₄ reducen la viabilidad financiera y la implementación de la DA en Latinoamérica (Li et al. 2018).

Con el fin de maximizar las productividades de CH₄ y la cantidad de residuos tratados, los procesos de DA deben ser monitoreados continuamente. Sin embargo, su gestión operativa se basa en muchos casos en la experiencia del operador (Carballa et al. 2015), lo que resulta en prácticas de gestión no estandarizadas, bajo nivel de automatización (Wu et al. 2019) e inestabilidad de proceso. Spanjers and Van Lier (2006) realizaron una encuesta a 400 plantas de DA a escala industrial para el tratamiento de aguas residuales, solo el 10%

de las plantas encuestadas realizan análisis de alcalinidad, AGV y composición del biogás. Un análisis similar realizado por Drosch (2013) de 413 plantas de DA en Alemania indica que solo un 66% analiza la composición del biogás y un 33% analiza la composición del sustrato.

La DA a escala industrial debe de tener la capacidad de responder a una serie de factores que incluyen condiciones climáticas, calidad y cantidad del sustrato, disponibilidad de los materiales de construcción, geotécnica, trabajo especializado y estandarización (Matheri et al. 2016). Sin embargo, tiene un principio común: los sustratos se depositan en tanques de almacenamiento donde son bombeados al digestor, que es un tanque hermético hecho de acero o concreto, y aislado para mantener una temperatura constante. Los digestores pueden ser horizontales o verticales, generalmente con sistemas de agitación, para minimizar los riesgos de formación de sedimentos. El biogás producido se utiliza en un CHP, para la producción de electricidad, alrededor del 10 al 30% de la electricidad producida se utiliza para operar la planta de biogás (Seadi et al. 2008). Como equipos adicionales pueden incluir tanques de almacenamiento para el digestato y el biogás; y equipos de separación líquido-sólido para el digestato. La cantidad de equipos puede variar debido a las leyes de cada país en cuestión, por ejemplo la legislación europea exige un proceso de saneamiento térmico de los residuos de origen animal antes de su uso como sustrato (Seadi et al. 2008).

Otro factor que determina el éxito financiero de la DA es el precio de la electricidad generada a partir del biogás, ya que debe ser competitiva con la electricidad convencional basada generalmente en el uso de combustibles fósiles. Alemania, país líder en producción de electricidad a partir de DA reporta un precio de venta de 0.11 a 0.23 USD kWh⁻¹, y un

precio de venta de electricidad convencional de 0.33 USD kWh⁻¹ (CAMEXA 2020). Sin embargo, en México el precio de venta de electricidad convencional es 0.13 USD kWh⁻¹ (CFE 2019), lo que limita las ganancias económicas de los procesos de generación de electricidad a partir de DA.

Los subsidios gubernamentales otorgados a la DA permiten reducir el precio de venta de la electricidad producida, lo que contribuye al éxito financiero (Edwards et al. 2015; Torrijos 2016). En Alemania, el subsidio a la electricidad proveniente de biogás varía de 0.176 a 0.311 USD kWh⁻¹ (Biogas3 Project 2020), el cual depende del tipo de sustrato utilizado y la capacidad máxima instalada del equipo de co-generación de electricidad (CHP). En México, el subsidio se otorga durante la construcción del digestor (máximo de 50% del costo de inversión para el 2019) (SAGARPA/FIRCO 2011), provocando que los propietarios de los digestores se centren en la construcción inicial en lugar de la operación y el mantenimiento, ocasionando que la mayoría de los digestores terminen abandonados una vez la construcción ha terminado (Gutierrez et al. 2016). Además, solo el 15% de los 1259 digestores en México están equipados con equipos de co-generación de electricidad (SENER 2018).

Un esquema de subsidios basado en la producción de electricidad y no en la construcción del digestor es evidente. Sin embargo, en literatura existe escasa información del efecto del subsidio por electricidad en la DA en países latinoamericanos como México, los pocos trabajos existentes se centran en el estudio del subsidio por construcción. Chan et al. (2016) evaluaron la rentabilidad económica de la producción de electricidad por DA de purines de cerdo y pasto de elefante en México, con y sin subsidio por construcción. Los

autores determinaron que la venta de electricidad producida por DA centralizada no es rentable con el esquema de subsidios por construcción.

Otros aspectos que incentivan el uso de la DA son las regulaciones medioambientales y los impuestos gubernamentales a la gestión de residuos orgánicos en los rellenos sanitarios, (Yousuf et al. 2016). El Reino Unido implementó en el 2014 un impuesto de 98 EUR t^{-1} a la gestión de residuos orgánicos en rellenos sanitarios (Edwards et al. 2015), mientras que Alemania tiene prohibido que los residuos orgánicos sean confinados en estos sitios desde 2005 (Nghiem et al. 2017).

1.4 Evaluación económica y ambiental de la digestión anaerobia

El desempeño ambiental y económico de la DA se puede evaluar con las metodologías de análisis de ciclo de vida (ACV) y análisis del valor presente neto (VPN). El ACV estudia los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo del ciclo de vida de un producto, servicio o actividad. El ACV se inicia definiendo el sistema a estudiar, la unidad funcional (UF), delimitando el alcance y profundidad del estudio, dejando en claro el objetivo del estudio y los resultados que se esperan obtener. La definición de la UF es de suma importancia, ya que todos los flujos y requerimientos de los procesos unitarios deben ser referidos mediante la UF, para establecer comparaciones con otros sistemas y/o tecnologías de gestión de residuos orgánicos. Por lo general la UF se establece en base a la cantidad de residuos gestionados por la DA, al biogás producido, o la electricidad generada (Tabla 3).

Edwards et al. (2017) utilizaron la metodología de ACV para evaluar el impacto ambiental de la estrategia de gestión de residuos sólidos urbanos utilizando DA, comparando los resultados con la disposición final en relleno sanitario. Los hallazgos del estudio indicaron que la DA presenta hasta 30% menos potencial de calentamiento global, pero un considerable indicador de toxicidad humana, debido a los metales pesados presentes en el digestato usado como bio-fertilizante.

El VPN (Ecuación 1) es un indicador económico que convierte los flujos de efectivo netos esperados de un proyecto, así como la rentabilidad anual en efectivo, y los costos de inversión iniciales a un año de referencia, generalmente el año de construcción o año cero del proyecto (Gebrezgabher et al. 2010). En literatura el VPN es utilizado como criterio de evaluación y selección de proyectos de DA a escala industrial. En la Tabla 3 se presentan proyectos de DA que utilizan el VPN como indicador en el análisis económico.

$$VPN = -I + \sum_{t=0}^n \frac{FE_t}{(1+r)^t} \quad (1)$$

Donde I es el costo de inversión, FE es el flujo de efectivo al tiempo t , ya sea positivo o negativo y r es la tasa de descuento. Valores de VPN inferiores a cero indican proyectos inviables con pérdidas económicas; valores superiores a cero indican proyectos viables con ganancias económicas; y un VPN igual a cero indica proyectos sin pérdidas ni ganancias económicas.

Tabla 3. Literatura referente al análisis económico y ambiental de la digestión anaerobia a escala industrial.

| Autor | Ubicación | Sustrato | Análisis económico | Análisis ambiental | Comparación de escenarios | Unidad funcional |
|-------------------------------|---------------------------|--|--------------------|--------------------|--|---|
| Lansing et al. (2008) | Costa Rica | Estiércol de vaca y cerdo | X | | | |
| Patterson et al. (2011) | Gales | Residuos de alimentos | | X | Diferentes escenarios de transporte de residuos; diferentes usos finales de biogás y digestato | 275,900 t de residuos de alimentos generados en la región |
| Akbulut (2012) | Turquía | Estiércol de vaca y de oveja | X | | | |
| Rehl et al. (2012) | Alemania | Estiércol, granos, ensilaje de maíz y pasto | | X | Diferentes enfoques de ACV atribucional y consecucional | 1 MJ de electricidad inyectada a la red eléctrica |
| Morero et al. (2015) | Argentina | RSU, efluentes agroindustriales y de cervecería | | X | Diferentes escenarios de gestión de residuos; diferentes usos finales de biogás | Eliminación de 1 kg de CO ₂ por el uso de biogás |
| Lijó et al. (2015) | Italia | Estiércol de vaca y ensilaje de maíz | | X | Diferentes alternativas de tratamiento del digestato | 11,436 m ³ de biogás |
| Gutierrez et al. (2016) | México | Estiércol de vaca y pasto | X | | Diferentes mezclas de sustratos | |
| Morero et al. (2017) | Argentina | Lodos y residuos sólidos municipales | X | X | Diferentes escenarios de gestión de residuos; diferentes usos finales de biogás | 21,000 t de residuos tratados |
| Patinvoh et al. (2017) | Suecia | Estiércol de vaca | X | | | |
| Pérez-Camacho et al. (2018) | Irlanda del Norte | Residuos de comida, cultivos energéticos y estiércol de vaca | | X | Diferentes mezclas de sustratos; diferentes distancia de transporte de residuos | 1000 kWh de electricidad inyectada a la red eléctrica |
| Usack et al. (2018) | Estados Unidos de América | Estiércol de vaca y residuos orgánicos | X | X | Diferentes mezclas de sustratos | 1000 kg de DQO de residuos tratados |
| Wang et al. (2018) | China | Estiércol de cerdo | | X | Diferentes tipos de digestores | 2136 kg de estiércol de cerdo gestionado |
| Bolzonella et al. (2018) | Italia | Residuos agroindustriales | X | | | |
| Velásquez Piñas et al. (2019) | Brasil | Estiércol de vaca, ensilaje de maíz y pasto | X | | Diferentes mezclas de sustratos; diferentes configuraciones de planta | |
| Li et al. (2018) | China | Estiércol de vaca, residuos de tomate y rastrojo de maíz | | X | | 1000 kg de estiércol de vaca gestionado |
| Achinas et al. (2019) | Holanda | Estiércol de vaca, remolacha y residuos de pasto | X | | | |
| Aui et al. (2019) | Estados Unidos de América | Estiércol de vaca, glicerina, | X | X | Diferentes mezclas de sustratos | 1 kWh de electricidad generada |

| | | | | | | |
|------------------------------------|---------------------------|--|---|---|---|--|
| Garfi et al. (2019) | Colombia | residuos de trigo ,centeno y maíz Estiércol de vaca | X | | Diferentes escenarios de gestión de residuos | 1 kg de estiércol tratado y 1 m ³ de biogás |
| Mostafa Imeni et al. (2019) | España | Estiércol de vaca, cabra, oveja y suero de queso | X | | | |
| Michailos et al. (2020) | Reino Unido | Lodos activados | X | | Diferentes escenarios de gestión de residuos | |
| Kassem et al. (2020) | Estados Unidos de América | Estiércol de vaca | X | | | |
| O'Connor et al. (2020) | Irlanda | Estiércol de vaca | X | X | Diferentes capacidades de gestión de residuos | |
| Adghim et al. (2020) | Emiratos Árabes Unidos | Estiércol de vaca y residuos lácteos | | X | Diferentes escenarios de gestión de residuos | |
| Hamedani et al. (2020) | Italia | Estiércol, suero de queso y residuos de cultivos verdes. | X | X | | 1000 kWh de electricidad generada |
| Ramírez-Islas et al. (2020) | México | Estiércol de cerdo | | X | Diferentes tipos de digestores; diferentes configuraciones de planta; diferentes usos finales del biogás y bio-fertilizante | 1000 kg de estiércol de cerdo producido en la granja |
| Villarroel-Schneider et al. (2020) | Bolivia | Estiércol de vaca | X | | | |

En México se carece de una evaluación ambiental y económica de la DA de residuos en mono y co-digestión, debido a la ausencia de información experimental a escala industrial. Una alternativa para resolver esta problemática es el uso de modelos matemáticos que permitan predecir satisfactoriamente estos procesos, el *Anaerobic Digestion Model No. 1* (ADM1) (Batstone et al. 2002) es el modelo más completo hasta la fecha. El ADM1 describe el comportamiento de 27 especies químicas solubles e insolubles mediante 19 procesos de conversión bioquímica, 7 procesos fisicoquímicos de asociación-disociación de iones y 3 procesos de transferencia de masa, representados por una serie de reacciones interrelacionadas que se desarrollan en pasos secuenciales y paralelos, dichas reacciones son de estequiometría fija.

Usack et al. (2018) realizaron un ACV y una evaluación económica de la DA de estiércol de vaca, utilizando el ADM1 para simular el proceso de co-digestión de estiércol con 10 co-sustratos potenciales, y diferentes TCO (1.81 a 5.43 kg DQO m⁻³ d⁻¹). Sus resultados mostraron que la co-digestión a elevadas TCO presenta ganancias económicas, pero causa problemas de estabilidad debido a diferentes tipos de inhibición, lo que aumenta las emisiones de CH₄ hasta en un 450% en comparación con el DA de estiércol de vaca en mono-digestión. Los autores concluyen que los datos proporcionados por el ADM1, puede utilizarse satisfactoriamente en lugar de datos experimentales.

1.5 Modelos matemáticos de digestión anaerobia

El *Anaerobic Digestion Model No. 1* (ADM1), es un modelo cinético de aplicación universal que permite la descripción matemática de la DA de diferentes tipos de sustratos orgánicos (Schoen et al. 2009). El ADM1 considera expresiones cinéticas sustrato-microorganismo-producto en etapas secuenciales de degradación; así como ecuaciones fisicoquímicas y de transferencia interfacial de masa (Batstone et al. 2002). La implementación del ADM1 requiere la especificación de 33 variables, 15 de las cuales pueden determinarse a través de la caracterización del sustrato (Klimiuk et al. 2015). La solución numérica del ADM1 depende la solución simultánea de 27 ecuaciones diferenciales que representan el comportamiento dinámico del digestor; ecuaciones algebraicas que modelan la concentración de los iones; y de un modelo de términos de inhibición.

A pesar de su nivel de sofisticación, el ADM1 no es capaz de representar correctamente la co-digestión, pues no tiene una distinción matemática entre los diferentes tipos de materia orgánica presente en el sistema; en su lugar el modelo propone representar la

materia orgánica como una única variable de inicialización con composición proximal y biodegradabilidad promedio y constante, la cual está diseñada para manejar cualquier sustrato. Esta simplificación del ADM1 ha demostrado ser inapropiada en los modelos matemáticos de co-digestión (Nopens et al. 2009).

En literatura se plantean diversas modificaciones a la estructura del ADM1 (Tabla 4). Los modelos propuestos vinculan los parámetros operacionales –como el TRH y TCO– con el rendimiento del digestor. Sin embargo, estos modelos presentan una serie de limitaciones al no relacionar el rendimiento del sistema con las características intrínsecas de los co-sustratos utilizados y su interacción con la biomasa (Xie et al. 2016). Además de que la mayoría de estos modelos requieren de una estimación de las tasas de desintegración e hidrólisis. Otra desventaja es que no permiten cambios en la composición de la materia orgánica presente en el digestor, y tampoco consideran la composición de la materia orgánica del inóculo (Miramontes-Martínez et al. 2020).

Tabla 4. Modelos matemáticos de co-digestión anaerobia.

| Modelo | Autor |
|--|-----------------------------------|
| Modificación del ADM1 | Boubaker and Ridha (2008) |
| Modelo GISCOD | Zaher et al. (2009) |
| Modificación del ADM1 | Esposito et al. (2011) |
| Modificación del ADM1 | Zhou et al. (2012) |
| Modelo de planta completa de Dynamita SARL | Aichinger et al. (2015) |
| Modelo BSM2 | Arnell et al. (2016) |
| Modificación del ADM1 | Rivas-García et al. (2020) |
| Modificación del ADM1 | Miramontes-Martínez et al. (2020) |

El grupo de trabajo ha realizado una serie de modificaciones en la estructura del ADM1 (Rivas-García et al. 2020; Miramontes-Martínez et al. 2020), con el objetivo de modelar el proceso de co-digestión de RFV, mediante modelos cinéticos que incorporan las diferentes tasas de biodegradación del sustrato y co-sustrato. También incluyen una

estructura matemática para evaluar el proceso de co-digestión a través de un conjunto de ecuaciones diferenciales y algebraicas, que evalúan el cambio en las fracciones constitutivas de carbohidratos, proteínas, lípidos y fibras (inertes) en la materia orgánica presente en el digestor. Esta modificación del modelo permite evaluar y optimizar las mejores condiciones de operación del proceso de co-digestión de RFV, evaluar la relación óptima entre co-sustratos para prevenir la inestabilidad del sistema.

2 Hipótesis

El aprovechamiento de los residuos orgánicos del Área Metropolitana de Monterrey, mediante el uso de un proceso eficiente de producción de biogás, que utilice un digestor anaerobio de alta eficiencia, generara electricidad y bio-fertilizante de forma estable y económicamente viable.

3 Objetivo general

Diseñar un proceso de aprovechamiento de residuos de frutas y vegetales generados en el centro de suministro del área metropolitana de Monterrey a partir de digestión anaerobia, que mantenga una producción de biogás y fertilizante sustentable.

3.1 Objetivos específicos

- Realizar ensayos numéricos y experimentales para encontrar los co-sustratos y condiciones de operación que otorguen mayor productividad de CH_4 y estabilidad al medio reactivo durante la digestión anaerobia de residuos de frutas y vegetales en régimen semi-continuo.
- Diseñar un proceso de digestión anaerobia a gran escala para el aprovechamiento de los residuos de frutas y vegetales, considerando estrategias de escalamiento para el proceso co-digestión.
- Evaluar el desempeño ambiental y económico de la digestión anaerobia, de diferentes escenarios de producción (plantados a partir de los resultados del primer objetivo), utilizando herramientas de análisis de ciclo de vida e ingeniería de costos.
- Analizar propuestas para alcanzar competitividad financiera de los procesos de digestión anaerobia a partir de plantas a escala industrial que gestionen residuos de frutas y vegetales en México.

4 Área de oportunidad y aportación científica

En literatura no existe un estudio técnico, económico y ambiental de la generación de electricidad a partir de la DA centralizada en México. Por lo tanto, la aportación científica de este proyecto es generar conocimiento en las condiciones de operación, selección de co-sustratos, y la evaluación económica y ambiental de la DA.

El análisis ambiental y económico de la DA permitirá evaluar la producción de biogás como alternativa económicamente viable de generación de energía y bio-fertilizante. Este diseño estará fundamentado en el estudio profundo de los procesos co-digestión de RFV. Además, el proceso de DA evaluado deberá considerar la influencia de los subsidios económicos como variable que permita el éxito financiero de estos procesos; así como la evaluación del impacto ambiental a través de la metodología del análisis de ciclo de vida. Este estudio aporta criterios ambientales y económicos como un sustento en la toma de decisiones para la inversión económica en proyectos de bioenergía. Se utilizará como caso de estudio los RFV del centro de suministro del Área Metropolitana de Monterrey y otros co-sustratos disponibles en la región. Un sistema de este tipo ofrecerá una alternativa de solución integral a la problemática de tratamiento actual de los RFV reduciendo el impacto ambiental generado en las grandes ciudades.

5 Metodología

En la Figura 1 se presenta gráficamente la metodología del proyecto, la cual se divide en dos secciones. La **evaluación experimental y numérica para encontrar las mejores condiciones de operación de la DA a partir de los RFV** (Sección 5.1), y la **evaluación económica y ambiental de un proceso integral de aprovechamiento de RFV para la generación de electricidad y bio-fertilizante a escala industrial** (Sección 5.2). Para determinar la productividad de metano y la concentración de amoníaco del digestato del proceso de DA necesarios para la evaluación económica y ambiental del proceso de DA, se requiere conocer de antemano el co-sustrato adecuado para la biodegradación de los RFV. Por lo tanto, se recomienda el siguiente orden de lectura de las secciones de metodología y resultados.

- Sección 5.1 de Metodología. Evaluación experimental y numérica para encontrar las mejores condiciones de operación de la DA a partir de los RFV.
- Sección 6.1 de Resultados. Caracterización de sustratos e inóculo.
- Sección 6.2 de Resultados. Rendimiento de la co-digestión de residuos de frutas y vegetales.
- Sección 6.3 de Resultados. Pruebas de estabilidad.
- Sección 5.2 de Metodología. Evaluación económica y ambiental de un proceso integral de aprovechamiento de RFV para la generación de electricidad y bio-fertilizante a escala industrial.
- Sección 6.4 de Resultados. Resultados técnicos de la digestión anaerobia centralizada

- Sección 6.5 de Resultados. Análisis de ciclo de vida.
- Sección 6.6 de Resultados. Análisis económico.

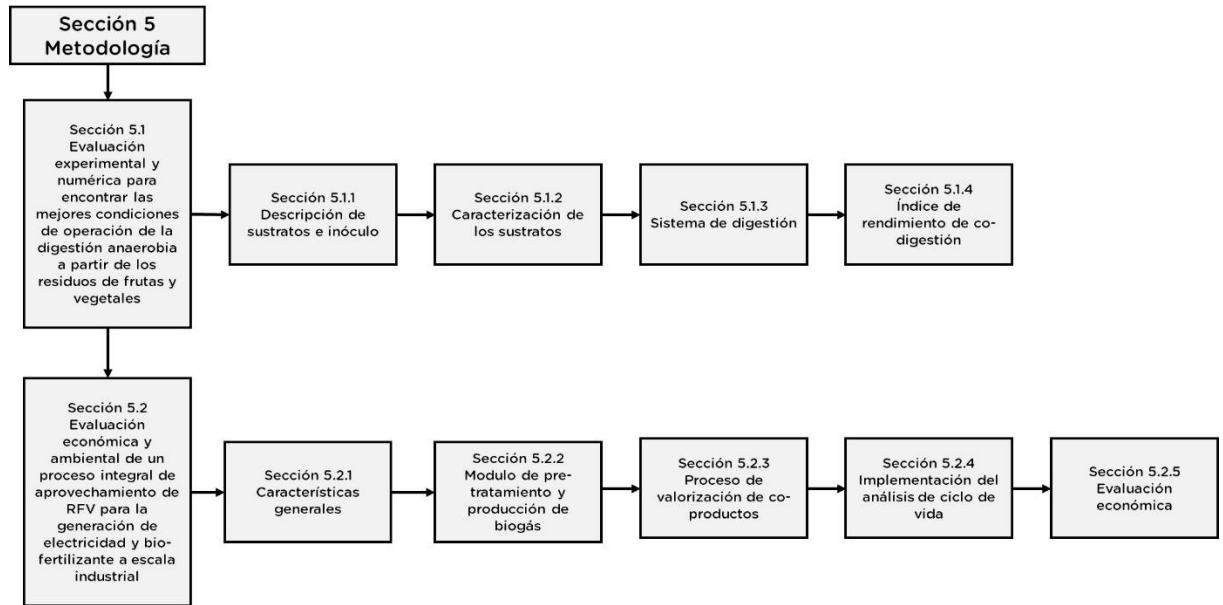


Figura 1. Propuesta general de la metodología.

5.1 Evaluación experimental y numérica para encontrar las mejores condiciones de operación de la digestión anaerobia a partir de los residuos de frutas y vegetales

En literatura no se recomienda la mono-digestión de RFV por su tendencia a acumular AGV e inhibición por acidificación, debido a que estos residuos tienen alto contenido de carbohidratos, así como una baja alcalinidad y concentración de N-NH_4^+ (Li et al. 2017). En este trabajo se evaluó el estiércol de vaca (EV) y los residuos de rastro (RR) como posibles co-sustratos debido a su disponibilidad en la región, a su contenido de proteínas

y amoníaco, así como el posible contenido microbiano apto para los procesos de DA en el rumen de los RR y en el EV. (Ebner et al. 2016; Rivas-García et al. 2020).

5.1.1 Descripción de sustratos e inóculo

Los RFV utilizados como sustrato principal se obtuvieron de un centro de suministro en la Ciudad de Monterrey, ubicada en el estado de Nuevo León, al Noreste de México. Durante el mes de agosto de 2018, se recolectaron alrededor de 40 kg de residuos sin descomposición aparente de 20 sitios comerciales que venden frutas y verduras. Los RFV se categorizaron manualmente en una mesa de acero inoxidable y se pesaron en una báscula Torrey® L-PCR 40, la Tabla 5 muestra los resultados de la categorización. El co-sustrato de estiércol de vaca utilizado en este trabajo fue recolectado de una granja de vacas lecheras Holstein propiedad de la Facultad de Agricultura de la Universidad Autónoma de Nuevo León, y el co-sustrato de residuos de rastro (intestinos, rumen de vaca y sangre) se obtuvo de un matadero bovino. Como inóculo, se utilizó lodo activado granular extraído del fondo de un reactor anaerobio de una planta de tratamiento de aguas residuales de una cervecería local. Los sustratos y el inóculo se almacenaron en frascos de HDPE cuadrados de boca ancha de 4 L (Nalgene®). Los sustratos frescos se trituraron con un mezclador TAPISA® modelo T3L hasta su total homogeneización y se mantuvieron refrigerados a 4 °C antes de su uso.

Tabla 5. Categorización de los residuos de frutas y vegetales recolectados del centro de suministro.

| RFV | %peso peso⁻¹ | RFV | %peso peso⁻¹ |
|--------------|--------------------------------|-----------------|--------------------------------|
| Tomate | 12.02 | Repollo | 3.55 |
| Mango | 7.10 | Piña | 3.28 |
| Plátano | 6.56 | Brócoli | 2.73 |
| Manzana | 6.56 | Pepino | 2.19 |
| Sandia | 6.56 | Remolacha | 1.64 |
| Tomate verde | 6.28 | Apio | 1.64 |
| Chile verde | 6.28 | Zanahoria | 1.37 |
| Cebolla | 6.01 | Calabaza | 0.82 |
| Naranja | 5.74 | Rábano | 0.82 |
| Papa | 5.19 | Cáscara de coco | 0.55 |
| Melón | 4.37 | Limón | 0.55 |
| Aguacate | 4.37 | Otros | 0.27 |
| Tuna | 3.55 | | |

RFV: Residuos de frutas y vegetales.

5.1.2 Caracterización de los sustratos

Los parámetros fisicoquímicos caracterizados en los sustratos, inóculo, así como remanentes y efluentes de los ensayos de DA en régimen por lote y semi continuo, respectivamente, fueron: sólidos totales, volátiles y fijos (NMX-AA-034-SCFI-2001), alcalinidad total (AT) y AGV (NMX-AA-036-SCFI- 2001), pH (NMX-AA-25-1984), nitrógeno amoniacal (NOM-242-SSA1-2009), nitrógeno orgánico (NMX-F-068-1980), fibra cruda (AOAC 962.09 1990), lípidos (NMX- AA-005-SCFI-2013), proteína (NMX-F-068-1980) y carbohidratos no lignocelulósicos (calculados como la diferencia para completar el 100%).

5.1.3 Sistema de digestión

Experimentos batch

Se realizaron experimentos de mono y co-digestión por duplicado para determinar la mejor formulación para la DA de RFV. Las pruebas de potencial bioquímico de CH_4 se realizaron en reactores de volumen total de 1.0 L con un volumen operativo de 0.6 L. El volumen de operativo consistió en 0.3 L de inóculo (61.6 g SV L^{-1}) y 0.3 L de mezclas de sustratos con una concentración de $20 \text{ g de SV L}^{-1}$ formuladas de la siguiente manera:

- i. Experimentos de mono-digestión de RFV, estiércol de vaca (EV) y residuos de rastro (RR).
- ii. Ensayos de co-digestión de RFV:EV y RFV:RR en los que se formularon mezclas de sustrato en tres proporciones diferentes de sólidos volátiles: 1:2, 1:1 y 2:1.
- iii. Un experimento de control con 0.3 L de inóculo y 0.3 L de agua destilada.

Los reactores cargados se burbujearon durante 5 min con nitrógeno grado industrial para mantener condiciones anaerobias. Los reactores batch se sellaron herméticamente con un tapón de caucho de butilo y una tapa de aluminio. Las condiciones de operación fueron temperatura de 35°C y agitaron manualmente dos veces al día y un tiempo de operación de 64 d. La producción de CH_4 se midió diariamente mediante el método de desplazamiento de NaOH (0.1 M). En este sistema, el CO_2 del biogás reacciona con el NaOH para producir NaHCO_3 o bicarbonato de sodio, y el volumen de desplazamiento se asocia con el CH_4 producido.

Pruebas de estabilidad

Se realizaron pruebas para evaluar la estabilidad de co-digestiones de RFV ante posibles inhibiciones provocadas por perturbaciones en la concentración y composición del sustrato. Estas pruebas consistieron en agregar 0.002 L de una solución de sacarosa con una concentración de 25 g L⁻¹ a los sistemas de co-digestión RFV:RR y RFV:EV (con una formulación de 1:1 SV). Se utilizaron botellas serológicas de 0.1 L selladas con tapón de caucho de butilo y una tapa de aluminio, los frascos contenían 0.02 L de inóculo, 0.02 L de RFV:co-sustrato y los pulsos de sacarosa (que se agregaron con una jeringa Luer-Lock de 0.003 L a través de la septa). Los ensayos y sus réplicas se realizaron de acuerdo al diseño experimental de la Tabla 6. El tiempo de retención fue de 20 d. La temperatura y condiciones de agitación fueron las mismas de la Sección **Experimentos Batch**. La estabilidad del proceso de DA fue determinada mediante la relación AGV/AT; esta relación sirve como indicador de alerta temprana (Li et al. 2017), que a su vez puede ayudar a evaluar la capacidad amortiguadora de los medios reactivos.

Tabla 6. Diseño de experimentos para las pruebas de estabilidad.

| Experimento | Día de la adición del pulso (P): 0.002 L de solución de sacarosa a 25 g L ⁻¹ | | | |
|-------------------------------------|---|-----|------|------|
| | 0 d | 5 d | 10 d | 15 d |
| RFV - CoS _i (control) | -- | -- | -- | -- |
| RFV - CoS _i - 0 | P | -- | -- | -- |
| RFV - CoS _i - 5 | P | P | -- | -- |
| RFV - CoS _i - 10 | P | P | P | -- |
| RFV - CoS _i - 15 | P | P | P | P |

CoS_i: *i-th* co-sustrato.

¿: estiércol de vaca y residuos de rastro.

5.1.4 Índice de rendimiento de co-digestión

El proceso de co-digestión puede resultar en un aumento de CH₄ debido a efectos sinérgicos entre los RFV y los co-sustrato de EV y RR (Ebner et al. 2016). Estos efectos podrían deberse a la dilución de intermediarios inhibidores, adición de nutrientes que aumentan la biodegradabilidad, así como a un cambio en la microbioma que se refleja en la mejora del metabolismo.

En este trabajo, la eficiencia de la co-digestión se evaluó mediante el índice de co-digestión (IC), propuestoy usado por Labatut et al. (2011 y Ebner et al. (2016). El IC se define como la relación entre el rendimiento de CH₄ de la mezcla de co-digestión ($B_{i,n}$) y el promedio ponderado ($\overline{B_{0i,n}}$) basado en la fracción de SV (f_{SVi}) de los rendimientos de mono-digestión ($B_{0i,n}$).

$$IC_{i,n} = \frac{B_{i,n}}{\overline{B_{0i,n}}} = \frac{B_{i,n}}{\sum_i^n B_{0i,n} f_{SVi}} \quad (2)$$

Donde la fracción de los sustratos i hasta n en co-digestión se formulan de manera que $\sum_i^n f_{SVi} = 1$. Los valores de IC por encima de uno indican sinergia entre sustratos (más producción en la co-digestión que en la mono-digestión), por debajo de uno denotan efectos antagónicos.

5.2 Evaluación económica y ambiental de un proceso integral de aprovechamiento de residuos de frutas y vegetales para la generación de electricidad y biofertilizante a escala industrial

5.2.1 Características generales

La propuesta de este trabajo se basa en un sistema hipotético de DA centralizada en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), localizada en el estado de Nuevo León, México. El AMM tiene un territorio de 6,357 km² y está localizada a 25° 40' 17" Norte y 100° 18' 32" Oeste. De acuerdo con el anuario estadístico y geográfico de Nuevo León 2017, tiene un total de 4,437,643 habitantes (INEGI 2017). La AMM cuenta con el centro de distribución de alimentos más grandes del Noreste del país, el cual genera cerca de 33 t d⁻¹ de residuos de comida, los cuales se componen en más del 85% de residuos de RFV y son gestionados en su totalidad en un relleno sanitario de residuos de manejo especial.

La planta de DA centralizada propuesta se considera que opera bajo un régimen de co-digestión de RFV:RR en una relación de 1:1 en base a SV (ver Sección 6.1 a 6.4 de los resultados para más detalle). En esta sección se utiliza la caracterización de sustratos presente en la Tabla 13 (Sección 6.1) y se supone un suministro constante de los mismos durante el tiempo de vida del proyecto. El diagrama general de la planta se muestra en la Figura 2 y sus características en la Tabla 7. Los procesos de pre-tratamiento y DA gestionan los residuos a una relación en masa fresca de 1.28 RFV/RR. Estos sustratos son transportados a una distancia de 20 km desde la fuente de generación mediante camiones con capacidad de 10 a 15 t. En particular, los residuos de rastro son transportados en

camiones refrigerados según lo establecido por la normatividad mexicana NOM-043-SCT-2-2003.

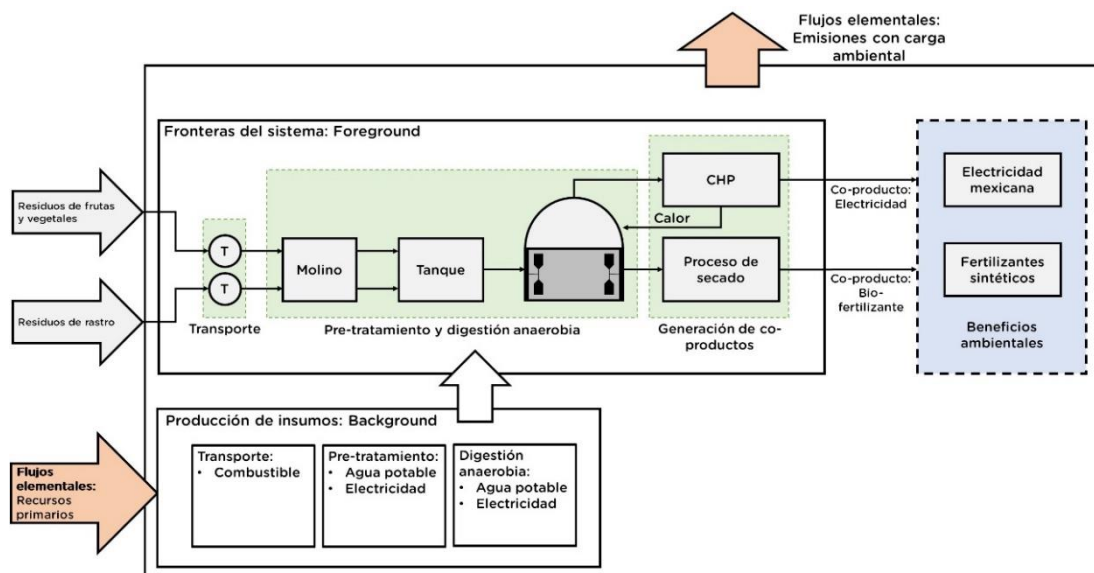


Figura 2. Sistema de gestión de residuos orgánicos a partir de digestión anaerobia centralizada.

Tabla 7. Características generales de la digestión anaerobia centralizada.

| Parámetro | Unidades | Valor |
|---|---------------------------------------|-------|
| <i>Capacidad de tratamiento</i> | | |
| Residuos de frutas y vegetales | t a ⁻¹ | 10220 |
| Residuos de rastro | t a ⁻¹ | 7957 |
| <i>Condiciones operacionales del digestor</i> | | |
| Volumen del digestor | m ³ | 1000 |
| Volumen operacional | m ³ | 700 |
| Tasa de carga orgánica | kg SV m ⁻³ d ⁻¹ | 3.5 |
| Tiempo de retención hidráulico | d | 20 |
| Temperatura de operación | °C | 35 |

5.2.2 Módulo de pre-tratamiento y digestión anaerobia

Los residuos que ingresan al proceso son molidos y mezclados mediante un triturador de martillo y un tanque mezclador. En esta etapa se adiciona agua hasta reducir la

concentración de los sustratos a $87.5 \text{ kg SV m}^{-3}$ (las concentraciones de SV de los sustratos frescos se encuentran en la Tabla 13), el agua añadida proviene de la etapa de secado del digestato y de la red de agua potable. La etapa de producción de biogás consiste en dos digestores CSTR en operación semi-continua, descritos en la Tabla 7.

La DA se simuló mediante el *Anaerobic Digestion Model No. 1* (ADM1) (Batstone et al. 2002) acoplado a un modelo de co-digestión propuesto por Miramontes-Martínez et al. (2020). La resolución numérica del ADM1 se realizó conforme a la metodología de Rivas-García et al. (2013). En la Tabla 8 se presentan los valores de inicialización del modelo, los cuales se basan en la caracterización de los sustratos e inóculo de la Tabla 13. El uso de un modelo complejo como el ADM1, que además predice la generación de biogás y su porcentaje de CH_4 , H_2 y CO_2 , se debe a la necesidad de evaluar metabolitos y parámetros intermediarios como los AGV, alcalinidad total, intermedia y parcial, los cuales sirvieron para la cuantificar indicadores de alerta temprana como estrategia para evaluar la estabilidad del proceso (Li et al. 2017). El ADM1 permite a su vez cuantificar la concentración de N amoniacal y orgánico en el digestato, el cual determina su potencial para producir bio-fertilizante.

Tabla 8. Inicialización del modelo ADM1.

| Variables y parametros | Símbolo | Unidades | Inóculo | RFV:RR (1:1 SV) |
|-------------------------------------|--------------|-----------------------|---------|--------------------|
| <i>Especie</i> | | | | |
| Compósito | Xc | kgCOD m ⁻³ | 131.633 | 74.120 |
| Ácido acético | Sac | kgCOD m ⁻³ | 0.070 | 0.512 |
| Ácido propiónico | Spr | kgCOD m ⁻³ | 0.100 | 0.726 |
| Acido butírico | Sbu | kgCOD m ⁻³ | 0.120 | 0.873 |
| Ácido valérico | Sva | kgCOD m ⁻³ | 0.135 | 0.979 |
| <i>Factores de desintegración f</i> | | | | |
| Fracción de carbohidratos en Xc | $f_{Xch,Xc}$ | - | 0.339 | 0.262 |
| Fracción de proteínas en Xc | $f_{Xpr,Xc}$ | - | 0.196 | 0.235 |
| Fracción de lípidos en Xc | $f_{Xli,Xc}$ | - | 0.204 | 0.402 |
| Fracción de inertes en Xc | $f_{Xi,Xc}$ | - | 0.261 | 0.101 |

RFV: Residuos de frutas y vegetales; RR: Residuos de rastro.

5.2.3 Proceso de valorización de co-productos

El biogás generado en los digestores es destinado a la unidad de calor y energía (CHP) con 38% de eficiencia eléctrica y 48% térmica (Scano et al. 2014). El total de la electricidad producida se considera exportada a la red de distribución eléctrica mexicana. Parte del calor generado se utiliza para mantener condiciones isotérmicas en los digestores, mediante la metodología propuesta por Passos and Ferrer (2015), el resto es emitido al ambiente.

Los 56 m³ d⁻¹ de digestato retirados de los dos reactores reciben un tratamiento de secado mediante un decantador y un secador tipo tambor para abatir la actividad biológica y aumentar la concentración de N-NH₃. El decantador recupera parte del agua del digestato a razón de 11.2 m³ d⁻¹, la cual se reincorpora a los digestores como se menciona al inicio de la Sección 6.2.2. El efluente proveniente del decantador se incorpora al secador tipo tambor a razón de 44.8 m³ d⁻¹ con una humedad del 80%, el secador tipo tambor disminuye

la tasa del digestato hasta $8.4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (con 15% de humedad). El producto es un bio-fertilizante el cual se vende en el mercado (Figura 2).

5.2.4 Implementación del análisis de ciclo de vida

Objetivo y alcance del estudio

El objetivo de la implementación de la metodología del ACV es cuantificar el impacto ambiental de la valorización de los RFV provenientes de la central de abasto del Área Metropolitana de Monterrey, a través de una planta de DA para la generación de electricidad y bio-fertilizante. El diagrama de fronteras de este proceso se muestra en la Figura 2. Dentro de las fronteras del estudio se consideró la producción de todos los insumos másicos y energéticos necesarios en cada etapa del sistema de producto. Las actividades asociadas a la manufactura y disposición final de equipos y transportes, así como las de construcción y demolición de las instalaciones no se consideraron dentro del análisis de acuerdo a Botello-Álvarez et al. (2018) y Rivas-García et al. (2015). Fuera del alcance también quedaron el transporte y aplicación de los fertilizantes a las tierras de cultivo, así como las actividades de transmisión de la electricidad a través de la red de distribución nacional. La unidad funcional (UF) fue definida como la gestión de 1 t de RFV (base húmeda) provenientes de la central de abasto con las características de la Tabla 5.

Inventario de consumos de insumos

El consumo de eléctrico y térmico del digestor, correspondiente a la agitación y al control de temperatura, respectivamente, se calculó mediante la metodología de Passos y Ferrer (2015); mientras que para los módulos de pre-tratamiento y generación de co-productos se obtuvo de las especificaciones técnicas de los equipos (Tabla 9). El agua potable

requerida para los digestores se estimó mediante un balance de masa (ver sección 6.2.2 y 6.2.3 para más detalle). Por último, el consumo de lubricante por los digestores y el CHP se obtuvo de los eco-inventarios de la base de datos del Ecoinvent 3.3 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories (SCLCI)). En la Tabla 10 se presenta el consumo eléctrico, de agua potable y lubricante de los módulos de DA centralizada.

Tabla 9. Especificaciones técnicas de los camiones y equipos de la digestión anaerobia centralizada.

| Etapas | Unidades | Valor | Valor |
|--|---------------------------|----------------------------|-------------------------|
| <i>Etapas de Transporte</i> | | <i>Transporte de RFV</i> | <i>Transporte de RR</i> |
| Distancia de transporte | km | 20.00 | 20.00 |
| Toneladas transportadas por km | tkm | 560.00 | 436.00 |
| Rendimiento por viaje | km L diésel ⁻¹ | 3.60 | 3.60 |
| <i>Etapas de Pre-tratamiento y digestión anaerobia</i> | | <i>Molino</i> | |
| Capacidad de tratamiento | t d ⁻¹ | 1680.00 | |
| Tamaño de salida de partícula | mm | 08 – 60 | |
| Potencia nominal | kW | 132.00 | |
| <i>Generación de co-productos:</i> | | <i>CHP</i> | |
| <i>Electricidad</i> | | | |
| Eficiencia eléctrica | % | 38.00 | |
| Eficiencia térmica | % | 48.00 | |
| <i>Valorización de co-productos:</i> | | <i>Secador tipo tambor</i> | |
| <i>Bio-fertilizante</i> | | | |
| Rendimiento térmico | Mj kg agua ⁻¹ | 3.00 | |
| Rendimiento eléctrico | Mj kg agua ⁻¹ | 0.31 | |
| <i>Equipos auxiliares</i> | | <i>Bomba</i> | |
| Flujo | t d ⁻¹ | 1680 | |
| Potencia nominal | kW | 45.00 | |
| Eficiencia máxima | % | 53.00 | |

RFV. Residuos de frutas y vegetales; RR: Residuos de rastro.

Tabla 10. Requerimientos eléctricos, agua potable y lubricante de los equipos de la digestión anaerobia centralizada.

| Etapas | Unidades | Valor | Valor | Valor |
|--|-----------------|---------------|------------------|---------------------------|
| <i>Etapas de pre-tratamiento y digestión anaerobia</i> | | <i>Molino</i> | <i>Mezclador</i> | <i>Digestor anaerobio</i> |

| | | | | |
|--------------------------------------|----------------------|-------------------|---------------------|-------|
| Consumo eléctrico | kWh UF ⁻¹ | 5.03 | 10.31 | 6.17 |
| Consumo térmico | kWh UF ⁻¹ | | | 15.14 |
| Lubricante | kg UF ⁻¹ | - | - | 0.14 |
| Agua potable | m³ UF ⁻¹ | 0.0036 | 0.31 | - |
| <i>Valorización de co-productos:</i> | | <i>CHP</i> | | |
| <i>Electricidad</i> | | | | |
| Lubricante | kg UF ⁻¹ | 0.22 | | |
| <i>Generación de co-productos:</i> | | <i>Decantador</i> | <i>Secador tipo</i> | |
| <i>Bio-fertilizante</i> | | | <i>tambor</i> | |
| Consumo eléctrico | kWh UF ⁻¹ | 5.66 | 4.75 | |
| Consumo térmico | kWh UF ⁻¹ | - | 2.17 | |

Inventario de emisiones de flujos elementales

Las emisiones generadas por los vehículos utilizados para el transporte de RFV, así como el transporte de residuos de rastro se determinarán a partir del Ecoinvent 3.3. Para el módulo de pre-tratamiento y producción de biogás se consideran únicamente emisiones provenientes de fugas de CH₄ de los digestores, equivalentes al 1% de la producción, acorde a lo estimado por la European Environment Agency (EEA 2020). Las emisiones fugitivas de CO₂ provenientes de los digestores y del CHP no se consideran para la evaluación del indicador de cambio climático, debido a su origen biogénico (IPCC 2006). Las emisiones en la etapa de generación de electricidad provienen del CHP se obtuvieron de la base de datos Ecoinvent 3.3. Las emisiones de los módulos de la DA centralizada se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Emisiones de los módulos de la digestión anaerobia centralizada.

| Etapas | Unidades | Valor |
|--|---------------------|---------------------------|
| <i>Etapas de pre-tratamiento y digestión anaerobia</i> | | <i>Digestor anaerobio</i> |
| Emisiones fugitivas de CO ₂ biogénico | kg UF ⁻¹ | 47.04 |
| Emisiones fugitivas de CH ₄ biogénico | kg UF ⁻¹ | 1.57 |
| <i>Generación de co-productos: Electricidad</i> | | <i>CHP</i> |
| Emisiones de N ₂ O | kg UF ⁻¹ | 0.0184 |
| Emisiones de CO ₂ biogénico | kg UF ⁻¹ | 616.9600 |
| Emisiones de CH ₄ biogénico | kg UF ⁻¹ | 0.1700 |
| Emisiones de CO | kg UF ⁻¹ | 0.3500 |

| | | |
|---|---------------------|--------|
| Emisiones de MMVOC | kg UF ⁻¹ | 0.0147 |
| Emisiones de NO _x | kg UF ⁻¹ | 0.0475 |
| Emisiones de SO ₂ | kg UF ⁻¹ | 0.0071 |
| Emisiones de partículas suspendidas respirables | kg UF ⁻¹ | 0.0071 |

Este trabajo considera los impactos ambientales de la planta de DA centralizada durante 25 años, ya que este es el tiempo estimado de vida considerado del proceso, así como las eficiencias de los equipos y sus emisiones son las mismas en todo el periodo.

5.2.5 Evaluación de impacto ambiental

El ACV se llevó a cabo bajo un enfoque atribucional con expansión de fronteras. El modelo de análisis de ACV se implementó usando el software SimaPro® 7.1 (PRé Consultants bv, Amersfoort, The Netherlands). El indicador de categoría ambiental de punto medio de cambio climático, se evaluó a través del método IPCC 2013. Los ecoinventarios para la producción de materiales y energía considerados en el ACV fueron tomados de la base de datos ecoinvent 3.3 (Wernet et al., 2016).

5.2.6 Evaluación económica

La evaluación económica se realizó mediante el análisis del valor presente neto (NPV) después de impuestos tomando como año de referencia el 2019, suponiendo una tasa mínima atractiva de retorno del 8.40%, una inflación del 4.89% (Banco de México 2020) y una vida útil del proyecto de 25 años. Se consideró un financiamiento del 50% de la inversión inicial de la planta, mediante un crédito bancario con una tasa de interés anual de 11.34% y un horizonte de tiempo de 10 años, sin opción de refinanciamiento (Banco de México 2020). Los costos de inversión y de operación y mantenimiento (O&M) de la planta centralizada de AD se cuantificaron mediante una correlación con la capacidad de

gestión de residuos orgánicos de otros sistemas a escala industrial (Figura 3). Se considera que los costos de O&M aumentan proporcionalmente con la inflación anual. La depreciación de los equipos industriales se estimó en un 10% anual, y el de los vehículos en un 25% (DOF 2019).

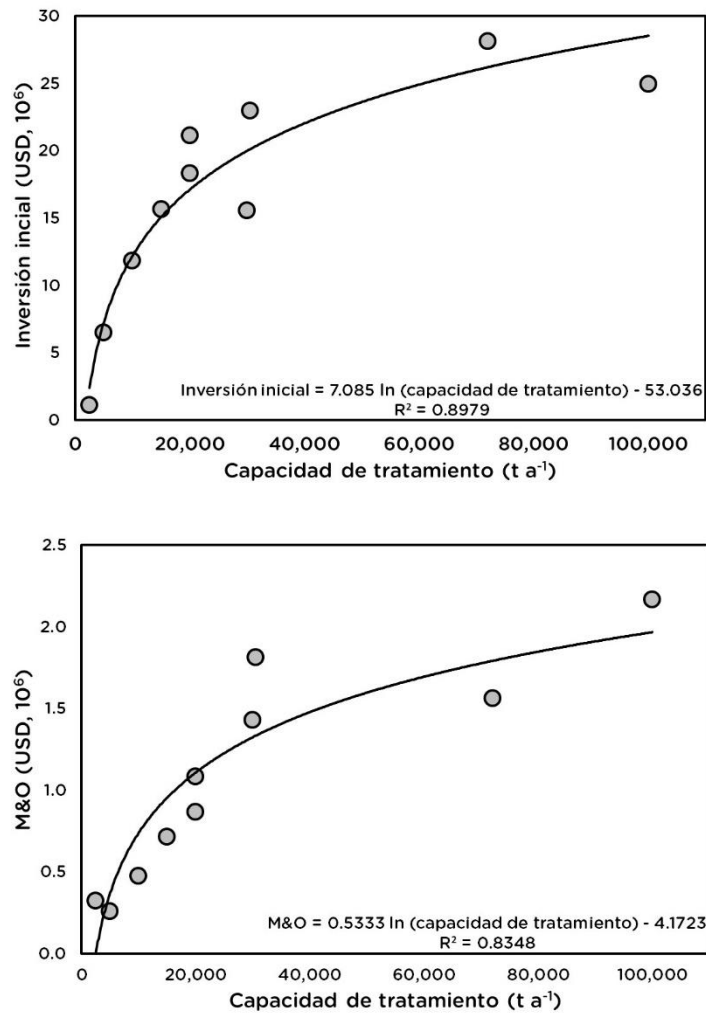


Figura 3. Costo de inversión, y O&M de plantas de digestión anaerobia a escala industrial. Estimado, basado en Tsilemou and Panagiotakopoulos (2006).

En este estudio se supone que los ingresos económicos por gestionar RFV y residuos de rastro en la planta de DA son equivalentes a los de gestión en el relleno sanitario de la ciudad, correspondientes a 12.62 y 25.65 USD t⁻¹. Para el bio-fertilizante se consideró el precio de venta del mercado internacional, debido a la ausencia de datos económicos para México. Por otro lado, la electricidad se vende a la red eléctrica mexicana a un precio de venta de 0.141 USD kWh⁻¹, obtenido de la Comisión Federal de Electricidad (CFE, 2019). En la Tabla 12 se muestran los datos utilizados en la evaluación económica, incluyendo los costos de inversión, O&M, los impuestos y los ingresos económicos. Se considera que los ingresos económicos aumentan anualmente conforme a la inflación. Los costos referentes a los salarios a empleados no se consideran en el análisis de VPN.

Tabla 12. Parámetros utilizados en la evaluación económica de la digestión anaerobia centralizada.

| Parámetro | Unidades | Valor | Referencia |
|---------------------------------|---------------------|------------------------|------------------------|
| Año de referencia | y | 2019 | |
| Vida útil de la DA centralizada | y | 25 | |
| Costo de inversión ¹ | USD | 16.110x10 ⁶ | |
| Costo de los vehículos | USD | 0.022x10 ⁶ | |
| O&M | USD a ⁻¹ | 1.028x10 ⁶ | |
| <i>Impuestos</i> | | | |
| Impuesto al valor agregado | % | 16.00 | SAT (2020) |
| Derecho al alumbrado publico | % | 6.00 | CFE (2020) |
| Impuesto sobre la renta | % | 35.00 | SAT (2020) |
| Inflación ² | % a ⁻¹ | 4.89 | Banco de México (2020) |
| <i>Ingresos económicos</i> | | | |
| Gestión de RFV | USD a ⁻¹ | 0.129x10 ⁶ | |
| Gestión de RR | USD a ⁻¹ | 0.201x10 ⁶ | |
| Electricidad | USD a ⁻¹ | 0.204x10 ⁶ | CFE (2020) |
| Bio-fertilizante | USD a ⁻¹ | 0.182x10 ⁶ | Morero et al. (2017) |

¹50% capital propio y 50% financiamiento bancario a 11.34% de interés anual a 10 años.

²Calculado como el promedio de los años 2014 a 2019.

RFV: Residuos de frutas y vegetales; RR: Residuos de rastro.

6 Resultados

6.1 Caracterización de sustratos e inóculo

Los valores de caracterización del inóculo y sustratos se muestran en la Tabla 13. Los RFV mostraron una alta concentración de carbohidratos no lignocelulósicos; los residuos de rastro tienen altas cantidades de lípidos y proteínas, mientras que el estiércol de vaca exhibe principalmente material lignocelulósico. Según Astals et al. (2014), los sustratos donde predominan las proteínas y los lípidos pueden inhibir la DA debido a la acumulación de amoníaco y ácidos grasos de cadena larga. Además, los sustratos con alto contenido en carbohidratos favorecen la acumulación de AGV, lo que conduce a la acidificación y la inhibición de los metanógenos (Li et al. 2017). Las fibras lignocelulósicas demostraron bajas tasas de biodegradación microbiana en DA y se consideraran material inerte (Koch et al. 2010).

Tabla 13. Caracterización de residuos de frutas y vegetales, diversos co-sustratos e inóculo.

| Parámetro | Inóculo | RFV | RR | EV |
|---|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Sólidos totales (%) | 8.41 ± 1.40 | 10.89 ± 0.38 | 11.81 ± 0.06 | 13.45 ± 0.19 |
| Sólidos volátiles (% de ST) | 80.47 | 92.87 | 95.14 | 85.65 |
| Cenizas (% de ST) | 19.53 ± 1.20 | 7.14 ± 0.20 | 4.86 ± 0.04 | 14.35 ± 0.62 |
| Carbohidratos (% SV) | 60.46 ± 3.87 | 74.27 ± 0.36 | 0.65 ± 1.12 | 57.71 ± 5.11 |
| Proteínas (% SV) | 30.08 ± 2.68 | 7.12 ± 0.26 | 49.04 ± 0.96 | 8.09 ± 0.46 |
| Lípidos (% SV) | 1.96 ± 0.70 | 6.05 ± 0.41 | 41.04 ± 0.72 | 3.51 ± 0.67 |
| Fibra cruda (% SV) | 7.49 ± 1.00 | 12.57 ± 0.94 | 9.28 ± 0.90 | 30.70 ± 4.58 |
| NH ₃ -NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹) | 156 ± 5.00 | 115 ± 4.00 | 693 ± 3.00 | 95.0 ± 1.00 |
| pH | 7.80 ± 0.14 | 4.51 ± 0.18 | 6.94 ± 0.02 | 6.87 ± 0.06 |

RFV: Residuos de frutas y vegetales; RR: Residuos de rastro, EV: Estiércol de vaca.

6.2 Rendimiento de la co-digestión de residuos de frutas y vegetales

La Figura 4 muestra los resultados de las pruebas batch. La prueba control tuvo un rendimiento acumulado después de 64 días de 0.325 ± 0.0744 L de CH_4 kg SV^{-1} (no mostrado en la Figura 4). Se observa que las pruebas donde predomina los RFV, en los SV alimentados, exhiben bajos rendimientos de CH_4 durante los primeros 15 d del experimento (Figura 4A). Los bajos rendimientos mostrados durante el período inicial podrían estar asociados con la acumulación de AGV, lo que provoca la inhibición parcial de los metanógenos, según lo establecido por Li et al. (2017). Además, el riesgo de acidificación aumenta cuando los AGV se generan en presencia de bajas concentraciones de compuestos alcalinos (Batstone et al. 2002; Hagos et al. 2017). La Tabla 13 muestra que los RFV tiene una baja concentración de N-NH_4^+ , un pH ácido y altos niveles de carbohidratos (que son los principales precursores en la formación de AGV) en comparación con los otros residuos.

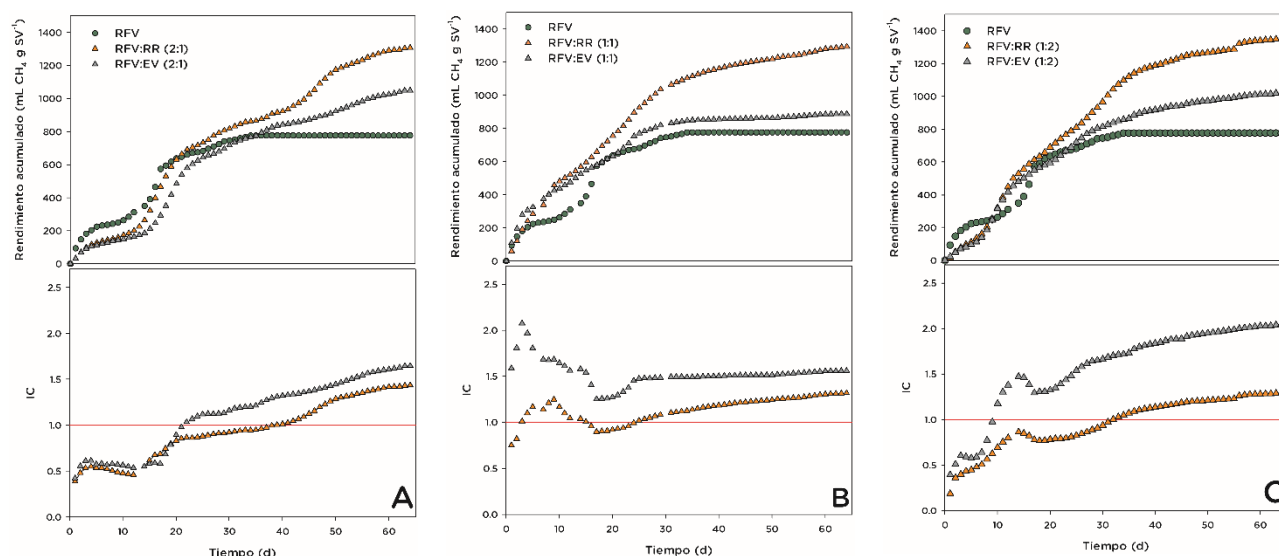


Figura 4. Producción acumulada de CH₄ e índice de co-digestión (IC) para diferentes formulaciones de co-digestión de residuos de frutas y verduras con residuos de rastro y estiércol de vaca.

El rendimiento más alto de CH₄ se obtiene para la formulación RFV:RR (1:2) con 1.352 L CH₄ g SV⁻¹ (Figura 4C). Este valor es superior a los reportados en la literatura para los procesos de mono-digestión de RFV con 0.336 ± 0.135 L CH₄ g SV⁻¹ (Rajeshwari et al. 1998; Bouallagui et al. 2005; Ebner et al. 2016) y residuos de rastro con 0.6278 ± 0.220 L CH₄ g SV⁻¹ (Edström et al. 2003; Pitk et al. 2013; Borowski y Kubacki 2015; Ware y Power 2016; Hidalgo et al. 2017). Este alto rendimiento de CH₄ se puede asociar con la composición de materia orgánica de los residuos de rastro (constituido por $41.04 \pm 0.72\%$ de lípidos y $49.04 \pm 0.96\%$ de proteínas). Según Baserga (1998), el rendimiento teórico de CH₄ de los lípidos es casi el doble que el de las proteínas y los carbohidratos. Además, durante la degradación de las proteínas y la posterior fermentación de los aminoácidos, se libera NH₃, que en equilibrio con el ion NH₄⁺ en una solución acuosa, proporciona capacidad *buffer* y valores de pH adecuados para la DA (Kumar et al. 2010; Zhang et al. 2013). El residuo de rastro también contiene rumen que presenta microorganismos

adecuado para la DA, su adición a los medios reactivos podría acelerar la tasa de hidrólisis y aumentar los rendimientos de CH_4 , como informaron Astals et al. (2014). La interacción sinérgica más significativa entre RFV y co-sustratos tiene lugar durante los primeros 20 d (Figura 4). Los resultados muestran una alta sinergia en la co-digestión de RFV:EV a una relación 1:1 SV (Figura 4B), presumiblemente debido a los oligoelementos y micronutrientes presentes en el estiércol de vaca, que promovieron la abundancia y el desarrollo adecuado de la microbioma anaerobia (Zhang et al. 2007; Pobeheim et al. 2010; Labatut et al. 2011; Raposo et al. 2012; Lisboa and Lansing 2013). Esto podría aumentar las tasas de hidrólisis de los carbohidratos no lignocelulósicos de los RFV ($74.27 \pm 0.36\%$ SV) y reducir el período de latencia en la producción de CH_4 (Figura 4B y 4C). Rivas-García et al. (2020) demostraron que en los procesos de co-digestión de RFV:EV, donde RFV era el sustrato dominante, los microorganismos no pueden proliferar adecuadamente, lo que disminuye la producción de CH_4 .

Desde el punto de vista de la producción, los residuos de rastro son el mejor co-sustrato, su mono-digestión muestra un rendimiento de $1.1853 \text{ L CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$, 3.3 veces más que el estiércol de vaca. De acuerdo con la literatura, la DA de residuos de rastro reporta rendimientos de $0.6278 \pm 0.220 \text{ L CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$ (Edström et al. 2003; Pitk et al. 2013; Borowski y Kubacki 2015; Ware y Power 2016; Hidalgo et al. 2017) y 0.2192 ± 0.023 para aquellos que utilizan estiércol de vaca (Labatut et al. 2011; Zarkadas et al. 2015; Ebner et al. 2016; Tsapekos et al. 2018). La relación entre carbohidratos, proteínas, lípidos y fibras de los SV alimentados y el rendimiento de CH_4 se muestra en la Figura 5 y la Tabla 14. Los procesos donde los carbohidratos dominan la alimentación (RFV:EV en diferentes formulaciones) muestran rendimientos de CH_4 más bajos, particularmente la co-digestión RFV:EV 1:1 SV. Este comportamiento podría estar asociado con las altas concentraciones

de carbohidratos y fibra en los SV alimentados. El comportamiento contrario se mostró para las co-digestiones RFV:RR, que demuestra un rendimiento de CH₄ de 1.294 a 1.352 L CH₄ kg SV⁻¹. Este fenómeno está asociado con unos SV aparentemente mejor equilibrados en términos de carbohidratos, proteínas y lípidos. Los sustratos bajos en carbohidratos y altos en proteínas tienen el potencial de reducir la inhibición por acidificación (Astals et al. 2014), así como los sustratos ricos en lípidos producen altos volúmenes de CH₄ (0.804 a 0.8375 L CH₄ kg SV⁻¹ (Baserga 1998).

Una concentración apropiada del co-sustrato y su correcta selección son parámetros cruciales en la alimentación. Además de la mejora en la producción de CH₄, se promueven otros beneficios como una adecuada actividad metabólica de los metanógenos y disminuyen los riesgos de acidificación (Zhang et al. 2014). Sin embargo, como se demostró en este estudio, la distribución equilibrada entre carbohidratos, proteínas y lípidos también es un factor a considerar para aumentar los rendimientos de CH₄.

Tabla 14. pH, ácidos grasos volátiles, y alcalinidad total de los ensayos de co-digestión.

| Experimento | pH | | Alcalinidad total (mg CaCO ³ L ⁻¹) | | AGV (mg L ⁻¹) | | Rendimiento (L CH ₄ kg SV ⁻¹) |
|---------------|---------|-------|--|-------|------------------------------|-------|---|
| | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final | |
| <i>RFV:RR</i> | | | | | | | |
| 1:2 SV | 6.60 | 7.88 | 1897 | 3875 | 1733 | 354 | 1.352 |
| 2:1 SV | 6.34 | 7.88 | 1897 | 3875 | 1733 | 354 | 1.307 |
| 1:1 SV | 6.34 | 8.01 | 1990 | 3910 | 2184 | 544 | 1.294 |
| <i>RFV:EV</i> | | | | | | | |
| 2:1 SV | 6.45 | 8.33 | 1993 | 2725 | 2168 | 531 | 1.050 |
| 1:2 SV | 6.55 | 7.69 | 1537 | 3370 | 1272 | 411 | 1.022 |
| 1:1 SV | 6.40 | 7.89 | 1700 | 3280 | 1580 | 484 | 0.887 |
| <i>RFV</i> | 5.71 | 7.48 | 2450 | 3090 | 3064 | 1480 | 0.776 |

RFV: Residuos de frutas y vegetales; RR: Residuos de rastro; EV: Estiércol de vaca.

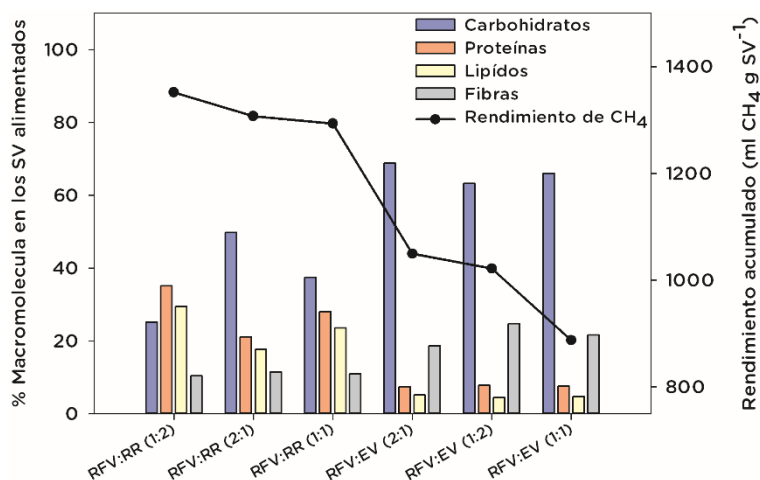


Figura 5. Relación entre los rendimientos de CH₄ y la composición de carbohidratos, proteínas, y lípidos para diferentes formulaciones en la co-digestión de residuos de frutas y vegetales (RFV) con residuos de rastro (RR) y estiércol de vaca (EV).

La concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) se relacionó con los rendimientos de CH₄ en las formulaciones de las co-digestiones, como se muestra en la Figura 6 (los valores entre paréntesis indican la relación RFV:co-sustrato). Se obtuvieron bajas producciones a bajas concentraciones de N-NH_4^+ para las co-digestión de RFV:EV en comparación a los sistemas RFV:RR, que presentan niveles elevados de N-NH_4^+ . Procházka et al. (2012) encontraron que niveles por debajo de $500 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ reducen la actividad metabólica de los metanógenos, pero los niveles entre 1500 y 3000 son inhibidores a $\text{pH} > 7$ (Gerardi 2003). Las co-digestiones RFV:RR presentaron un aumento considerable en los rendimientos de CH₄, ya que el alto contenido de nitrógeno amoniacal aumenta la capacidad *buffer* de los medios reactivos, así como un sustrato mejor balanceado en términos de carbohidratos, proteínas y lípidos, como se muestra en la Figura 5.

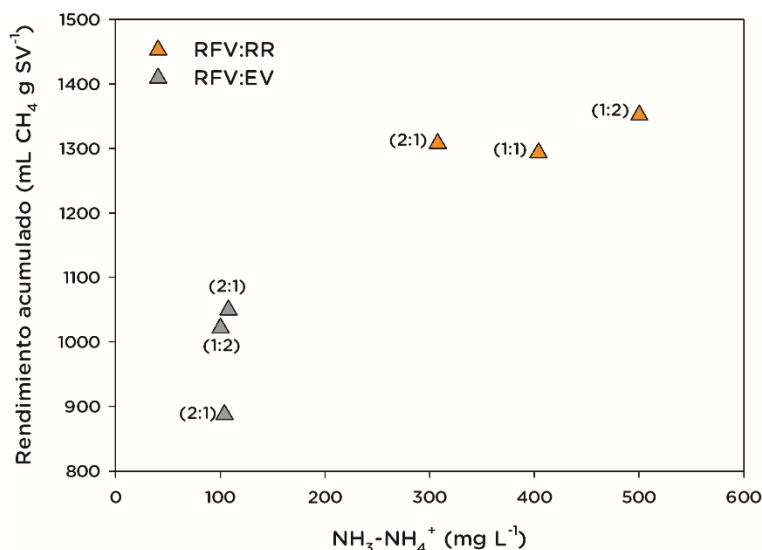


Figura 6. Relación entre el rendimiento de CH₄ acumulado y N-NH₄⁺ durante las pruebas de co-digestión de residuos de frutas y vegetales (RFV) con residuos de rastro (RR) y estiércol de ganado (EV).

6.3 Pruebas de estabilidad

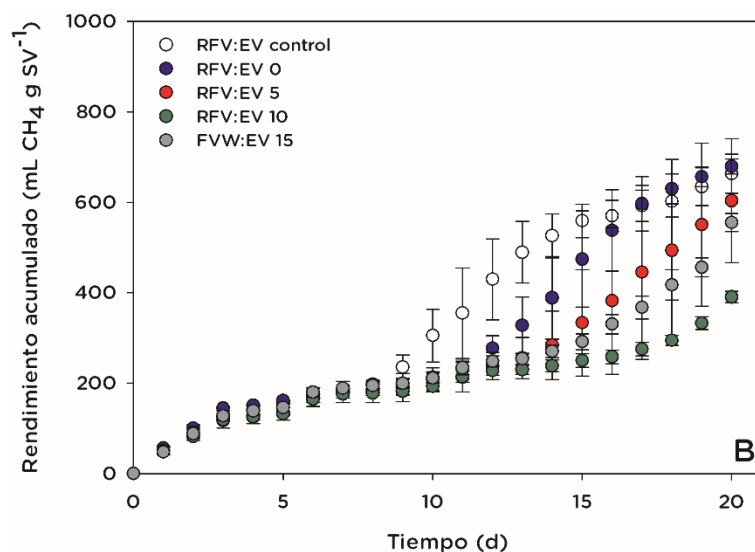
Los resultados discutidos en la sección 7.2 ayudan a tomar decisiones para elegir la co-digestión que tiene los efectos sinérgicos más significativos o los mayores rendimientos de CH₄. Un factor adicional a considerar es la estabilidad que el co-sustrato puede proporcionar al proceso de DA frente a posibles alteraciones en la concentración de alimentación.

La Figura 7A muestra que la prueba de control RFV:EV (sin perturbación por el pulso de sacarosa) presentó un rendimiento de 0.663 L CH₄ kg SV⁻¹. Por el contrario, la adición de sacarosa a los medios anaeróbios indujo una reducción de hasta un 41% en el rendimiento de CH₄ (RFV:EV 10).

Una diferencia significativa en los rendimientos para los experimentos RFV:EV 0 a 15, indica la sensibilidad del medio reactivo a los posibles efectos inhibitorios relacionados con la adición de un compuesto que es altamente biodegradable hacia la conversión en AGV. La co-digestión RFV:RR, por el contrario, tuvo un rendimiento mayor, 0.930 L CH₄ g SV⁻¹ (Figura 7B), y menos variabilidad en la producción de CH₄ en comparación con otras pruebas RFV:RR 0 a 15 (con una reducción promedio del 18% en los rendimientos).

La Figura 7C presenta la reducción de la producción de CH₄ acumulada en las pruebas de co-digestión (con respecto a los rendimientos control) con la perturbación de la alimentación (Tabla 6). Se observa que la co-digestión RFV:RR mostró menos variaciones (0.140 – 0.191 L CH₄ g SV⁻¹ con SD 0.025) cuando se comparó con la co-digestión RFV:EV (-0.0157 – 0.273 L CH₄ g SV⁻¹ con SD 0.1223).

Con base en estos resultados, se puede corroborar que la co-digestión de RFV con residuos de rastro presenta el mejor rendimiento de CH₄, además de aportar estabilidad al proceso cuando se presentan cambios en la concentración del sustrato como la adición de carbohidratos solubles altamente biodegradables.



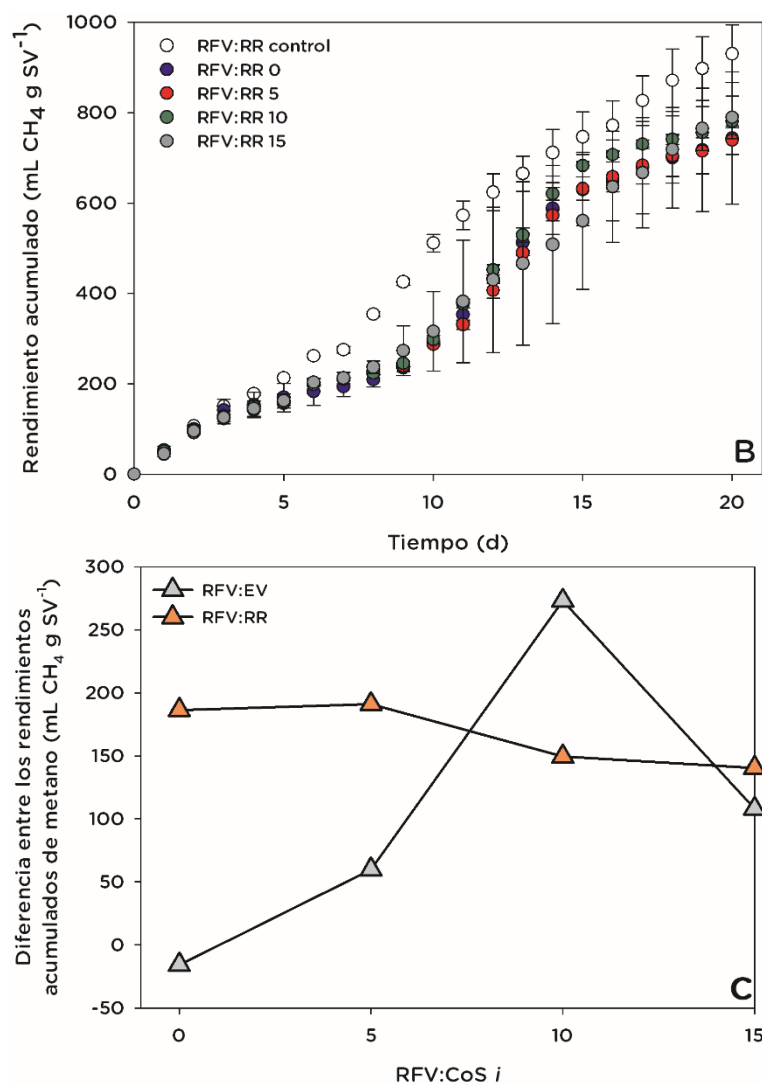


Figura 7. Rendimiento de CH₄ acumulado para las pruebas de estabilidad: A) co-digestión de residuos de frutas y verduras (RFV) con estiércol de ganado (EV); B) Co-digestión de RFV con residuos de rastro (RR); y C) diferencia en los rendimientos de CH₄ acumulado entre las pruebas de control de co-digestión y las pruebas de co-digestión sometidas a perturbación en la alimentación.

La relación AGV/AT se utiliza en literatura como indicador de alerta temprana y criterio de estabilidad para la DA de diferentes sustratos, sin embargo, no existe consenso sobre los valores recomendados para identificar un proceso estable. Se informan diferentes valores recomendados de AGV/AT por debajo de 0.5 (Korai et al. 2018), por debajo de

0.4 (Bouallagui et al. 2009), por debajo de 0.7 (Lane 1984) y valores sugeridos por debajo de 0.18 (Li et al. 2017). Otros autores propusieron rangos óptimos de 0.4 - 0.6 (Brown and Li 2013), 0.3 - 0.4 (Radis et al. 2016) y 0.35 - 0.8 (Li et al. 2014). En la Figura 8, los diferentes rangos de AGV/AT se muestran con varios tonos de gris, el tono más oscuro indica que más autores incluyen ese punto como parte de su rango propuesto. También se muestra que la co-digestión RFV:RR presentó pequeñas variaciones en el indicador AGV/AT con un promedio de 0.5 con SD 0.02, mientras que la co-digestión RFV:EV exhibió más variabilidad a medida que se agregó más sacarosa al reactor, reflejándose en un AGV/AT promedio de 0.58 con SD 0.7.

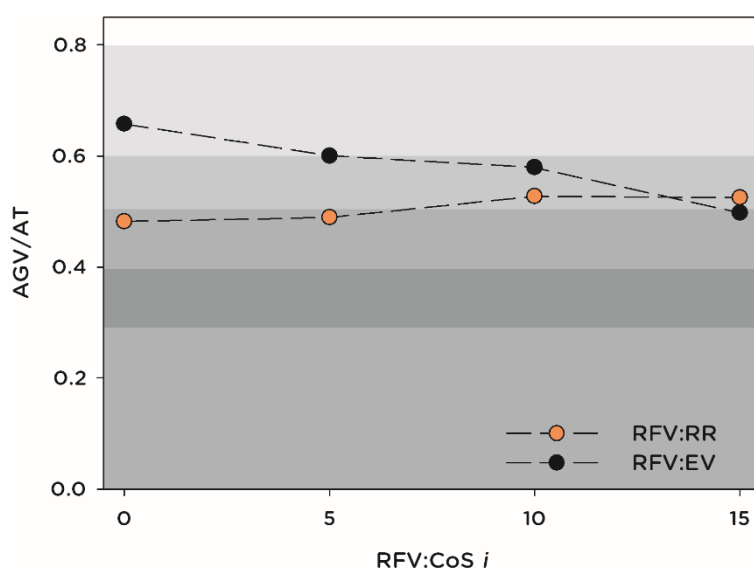


Figura 8. Indicador de alerta temprana (AGV/AT) para las pruebas de estabilidad de la co-digestión de residuos de frutas y vegetales (RFV) con residuos de rastro (RR) y estiércol de ganado (EV).

La estabilidad demostrada por los residuo de rastro como co-sustrato se ve favorecida por su alto contenido en proteínas y amoniaco. La presencia de amoníaco y bicarbonatos en

los medios reactivos resultó en la formación de un sistema *buffer* carbonato-acético (Cecchi et al. 2005). La proteína se hidroliza en aminoácidos, que se metabolizan en AGV; en este proceso se genera amoníaco. Los carbonatos que contienen el medio reactivo reaccionan con el amoníaco generado para formar bicarbonato de amonio (NH_4HCO_3), que proporciona capacidad *buffer* adicional (Parawira et al. 2007). La presencia de esta sal ayuda a amortiguar los cambios en los valores de pH causados por la producción de AGV (Cecchi et al. 2005) durante la biodegradación de RFV y la sacarosa agregada.

6.4 Resultados tecnicos de la digestión anaerobia centralizada

Los resultados del desempeño del digester en un periodo de tiempo de 365 d se muestran en la Figura S1 a S6. Los digestores presentan una productividad de biogás individual de $1.12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ equivalente a $70.95 \text{ Nm}^3 \text{ UF}^{-1}$ con un promedio de 58.79% de CH_4 (Figura S5). En literatura se reportan productividades de biogás de $1.31 \pm 0.53 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ para procesos similares (Biogas3 Project 2020) (Tabla 15).

Tabla 15. Desempeño del digester de forma individual.

| Parámetro | Unidad | Valor | Literatura ¹ |
|--|---|--------|-----------------------------|
| Tasa de carga orgánica | $\text{kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ | 3.5 | 2.35 ± 0.67 |
| Tiempo de retención hidráulica | d | 25 | 46 ± 11.57 |
| Temperatura de operación | °C | 35 | - |
| Sustrato | | RFV:RR | RFV y residuos orgánicos |
| Productividad de biogás | $\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ | 1.12 | 1.31 ± 0.53 |
| Productividad de CH_4 | $\text{m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ | 0.66 | 0.79 ± 0.29 |
| Sólidos volátiles destruidos | % | 80.99 | 68 ± 16.71 |
| pH | | 7.33 | - |
| CO_2/CH_4 (V/V) en el biogás | | 1.45 | - |

| | | | |
|-----------------------------------|--------------------------------------|------|---|
| N-NH ₃ en el digestato | mg N-NH ₃ L ⁻¹ | 2088 | - |
|-----------------------------------|--------------------------------------|------|---|

¹Biogas3 Project (2020)

El biogás que no es emitido al ambiente en forma de emisiones fugitivas (equivalentes a 0.709 Nm³ UF⁻¹) es convertido a electricidad mediante un CHP, generando 141 kWh UF⁻¹ de electricidad y 178 kWh UF⁻¹ de calor. Según Akbulut (2012) una CHP puede producir 2.0 kWh de electricidad y 2.5 kWh de calor por 1 m³ de biogás, mismos valores fueron obtenidos por este estudio. El consumo de electricidad y calor de la planta de biogás se muestra en la Tabla 16. La electricidad exportada a la red eléctrica se obtiene restando el consumo interno a la producción del co-generador. El mismo procedimiento es aplicado para calcular el calor emitido al ambiente.

Tabla 16. Producción y requerimientos de energía de la planta de digestión anaerobia.

| Parámetro | Unidad | Valor |
|--------------------------------|----------------------|--------|
| Producción de electricidad | kWh UF ⁻¹ | 141.00 |
| <i>Electricidad requerida</i> | | |
| Molino y mezclador | kWh UF ⁻¹ | 15.34 |
| Digestores | kWh UF ⁻¹ | 6.17 |
| Decantador y secador de tambor | kWh UF ⁻¹ | 10.42 |
| Producción de calor | kWh UF ⁻¹ | 178.00 |
| <i>Calor requerido</i> | | |
| Digestores | kWh UF ⁻¹ | 15.14 |
| Secador de tambor | kWh UF ⁻¹ | 2.17 |

El digestato producido a razón de 1.0 m³ UF⁻¹ y concentración de 2088 mg N-NH₃ L⁻¹ (Figura S4), es secado mediante hasta obtener 0.45 t UF⁻¹ de bio-fertilizante con concentración de 7963.80 mg N-NH₃ kg⁻¹, el agua extraída del digestato correspondiente a 0.4 m³ UF⁻¹ es recirculada al tanque mezclador para reducir el consumo de agua potable, tal como se describe en la sección 6.2.2 y 6.2.3 de la metodología.

6.5 Analisis de ciclo de vida

En la Figura 9 se presenta los inventarios de entradas y salidas de los módulos del proceso de AD. El desempeño ambiental de la AD centralizada se determinó mediante el indicador de cambio climático (ICC), como sugieren Eriksson et al. (2015). En la Figura 10 se presenta las emisiones de CO₂ eq en los diferentes módulos de la planta de AD. Las emisiones totales son de 45.95 kg CO₂ eq UF⁻¹, distribuidas en 6.52% por el transporte de FVW; 17.30% por transporte de SHW; 18.21% del pre-tratamiento y producción de biogás; y el 57.96% por la generación de co-productos.

Las emisiones evitadas de gases de efecto invernadero por la sustitución de electricidad convencional y urea comercial son -102.54 kg CO₂ eq UF⁻¹. La diferencia entre las emisiones generadas y las evitadas resulta en un ICC de -56.59 kg CO₂ eq UF⁻¹. El ICC se puede representar como las emisiones de CO₂ eq generadas por kWh de electricidad producida resultando en un ICC de -0.51 kg CO₂ eq kWh⁻¹. Bacenetti and Fiala (2015) evaluaron el ICC de 5 plantas de AD en Italia y determinaron que varía de -0.208 a -1.07 kg CO₂ eq UF⁻¹ dependiendo del tipo sustrato (maíz, estiércol o una mezcla de maíz con estiércol). En México el ICC de la electricidad es de 0.61 kg CO₂ eq kWh⁻¹, debido en su mayoría a que el 77.22% de la electricidad proviene del uso de combustibles fósiles, principalmente gas natural (Itten et al. 2014).

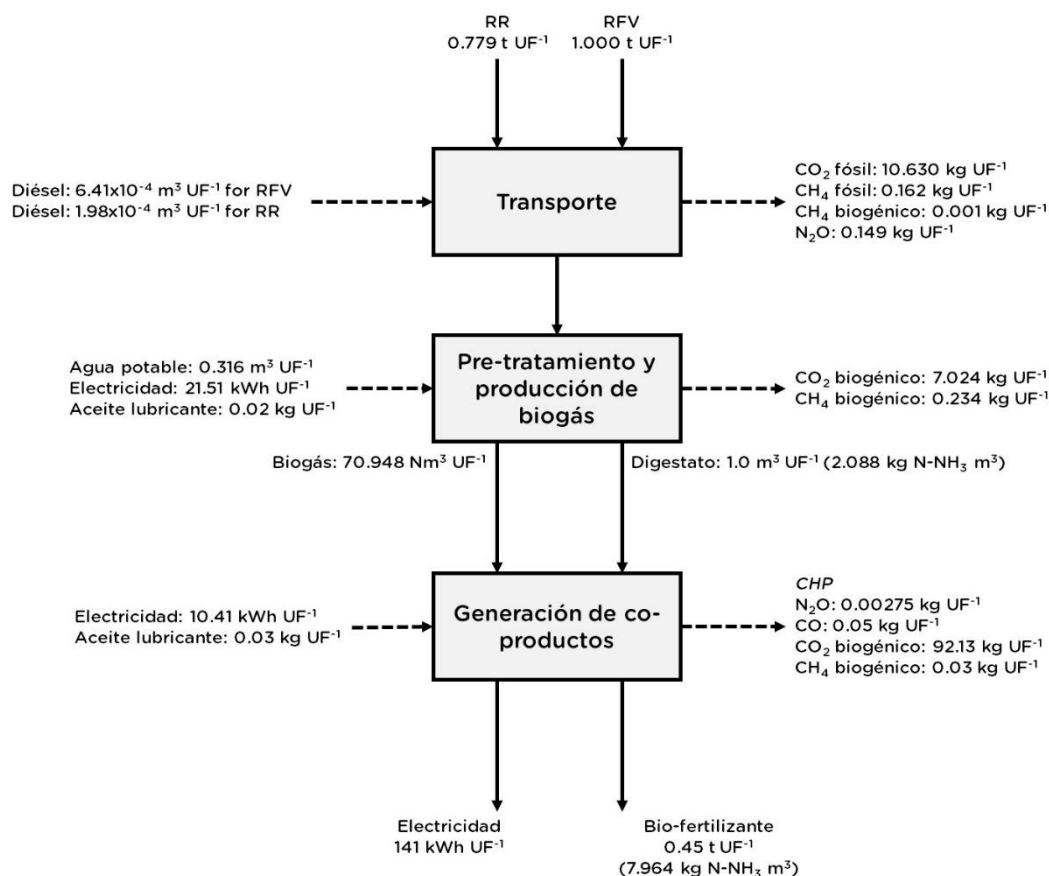


Figura 9. Flujos de entrada y salida de los diferentes módulos del proceso de digestión anaerobia centralizada.

Según Whiting and Azapagic (2014) el impacto de las EGEI del CHP en el ICC de la planta de DA puede reducirse significativamente a medida que aumento la eficiencia eléctrica del mismo, los autores recomiendan una eficiencia de 47% para una planta de DA ubicada en el Reunio Unido. Sin embargo, en literatura la eficiencia varia de 37 a 40% (con promedio de $38.40 \pm 4.16\%$) (Lansing et al. 2008; Pöschl et al. 2010; Patterson et al. 2011; Akbulut 2012; Whiting and Azapagic 2014; Scano et al. 2014; Santos et al. 2016; Labatut and Pronto 2018). En la Figura 10 se observa que el CHP presenta los mayores impactos en el ICC del proceso, correspondiente a 20.2 kg CO₂ eq UF⁻¹.

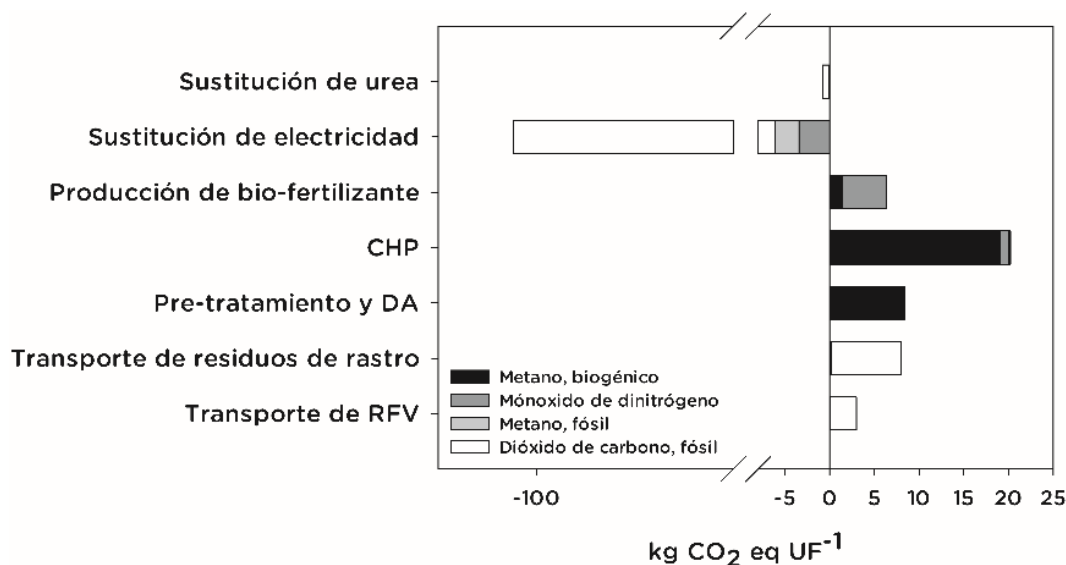


Figura 10. Indicador de cambio climático de los módulos de la planta de digestión anaerobia.

Los beneficios ambientales por desviar los RFV y SHW del relleno sanitario hacia procesos de DA se pueden resumir en: i) La producción de energía renovable que puede reducir el uso de electricidad proveniente de combustibles fósiles y su impacto ambiental asociado, y ii) disminuir la cantidad de RFV y SHW en el relleno sanitario, puede ahorrar espacio para materiales de desecho inertes con un impacto ambiental significativamente menor durante el tiempo de vida del relleno sanitario y el mantenimiento posterior a la clausura (Nghiem et al. 2017).

Un aumento de la eficiencia eléctrica del CHP y una posible revalorización del calor generado, pueden disminuir las EGEI (Lamnatou et al. 2019), del proceso de AD centralizada, al mismo tiempo aumentaría los ingresos económicos por la venta de electricidad.

6.6 Analisis económico

Los resultados del análisis económico de la planta de DA indicaron que es económicamente inviable para una capacidad de gestión de 10,220 t RFV a⁻¹ y 7,957 t RR a⁻¹, una producción de electricidad de 1,441,020 kWh a⁻¹ (equivalentes a 141 kWh UF⁻¹), y 2300 t a⁻¹ de bio-fertilizante, debido a que presenta un VPN de -24.165x10⁶ USD con una TMAR de 8.40%. El análisis del VPN se muestra en la Tabla 17. Los ingresos económicos durante los 25 años de operación son 17.045x10⁶ USD y están distribuidos en 28.48% por la venta de electricidad, 25.4% por venta de bio-fertilizante, 18.03% por la gestión de RFV, y 28.08% por la gestión de residuos de rastro.

Tabla 17. Análisis de valor presente de la planta de digestión anaerobia.

| Parámetro | Unidades | Valor | Desglose |
|------------------------------------|----------|-------------------------|------------------------|
| Inversión inicial | USD | -16.110x10 ⁶ | |
| Inversión inicial del transporte | USD | -0.022x10 ⁶ | |
| Ingresos brutos | USD | 17.045x10 ⁶ | |
| Venta de electricidad | USD | | 4.854x10 ⁶ |
| Venta de biofertilizante | USD | | 4.329x10 ⁶ |
| Ingresos por gestión de RFV | USD | | 3.073x10 ⁶ |
| Ingresos por gestión de RR | USD | | 4.786x10 ⁶ |
| Egresos | USD | 32.042x10 ⁶ | |
| Pago de intereses | USD | | 4.773x10 ⁶ |
| Pago de interés por el transporte | USD | | 0.004x10 ⁶ |
| Operación y mantenimiento | USD | | 14.652x10 ⁶ |
| Depreciación de los equipos | USD | | 11.256x10 ⁶ |
| Depreciación de los vehículos | USD | | 0.014x10 ⁶ |
| Utilidad bruta | USD | -14.996x10 ⁶ | |
| Utilidad bruta con depreciación | USD | -3.727x10 ⁶ | |
| Flujo de caja antes de impuestos | USD | -9.743x10 ⁶ | |
| Impuesto sobre la renta | USD | 1.710x10 ⁶ | |
| Flujo de caja después de impuestos | USD | -8.033x10 ⁶ | |

| | | |
|------------------|-----|-------------------------|
| VPN ¹ | USD | -24.165x10 ⁶ |
|------------------|-----|-------------------------|

¹Calculado: Flujo de caja después de impuestos más inversión inicial.

En este estudio se consideró un precio de venta de electricidad de 0.14 USD kWh⁻¹, el cual supera ampliamente el costo de producción de 1.85 USD kWh⁻¹, generando una pérdida de 1.71 USD kWh⁻¹, lo que impacta negativamente la viabilidad económica el VPN de la planta e biogás. Dicha consideración se debe a que en México el precio de venta de electricidad está regulado por la Comisión Federal de Electricidad la cual establece un precio de venta fijo a nivel nacional (CFE 2019). Según O'Connor et al. (2020) el VPN de una planta de DA depende en gran medida de su capacidad de gestión de residuos y de la generación de electricidad. Otra alternativa es el subsidio por la venta de electricidad (Edwards et al. 2015). La planta de DA no puede aumentar la capacidad de gestión de residuos, debido a que gestiona la totalidad de los RFV generados por el centro de suministro del AMM. Por lo tanto, la alternativa del aumento en la productividad de biogás y el subsidio son analizados como alternativas para obtener un VPN positivo.

En la Figura 11 se presenta la relación del VPN con la productividad de biogás. El análisis se realizó sin tomar en cuenta la capacidad técnica de los digestores para alcanzar dicha productividad. Los resultados indican que una productividad de biogás de 13 m³ m⁻³ d⁻¹ es necesaria para obtener un VPN positivo de 0.943x10⁶ USD. En la Tabla 18 se presenta la productividad de biogás reportada en literatura para plantas de DA. En literatura no se observa procesos con la productividad requerida, la máxima observada es 10 – 12 m³ m⁻³ d⁻¹ para digestores alimentados con maíz y estiércol. Las productividades para digestores alimentados con residuos de alimentos, RFV y RR en mono y co-digestión varían entre 1.0 a 7.5 m³ m⁻³ d⁻¹. La alta variabilidad reportada se puede deber a posibles efectos

sinérgicos entre sustratos (ver sección 7.1 a 7.3 para más detalles), la TCO, y la cantidad de residuos gestionados.

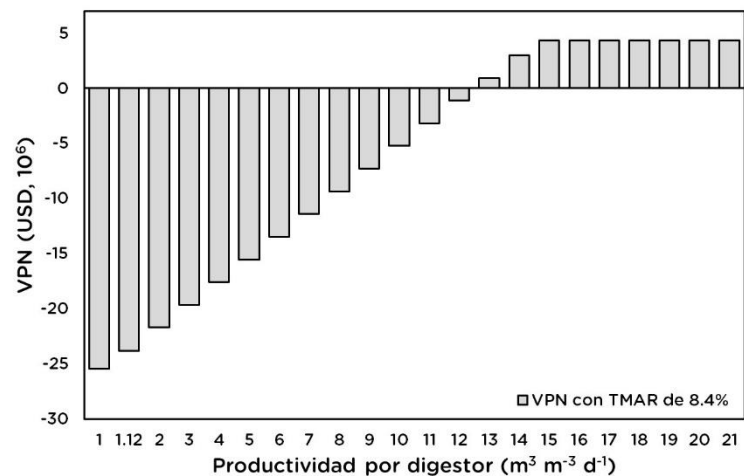


Figura 11. Relación entre la productividad individual de los digestores y el valor presente neto sin subsidios gubernamentales.

Tabla 18. Productividad de biogás reportada en literatura para digestores a escala industrial.

| Autor | Digestor (volumen ¹) | Sustrato | TCO ² | TRH ³ | Productividad ⁴ |
|--------------------------------|----------------------------------|---|------------------|------------------|----------------------------|
| Este estudio | CSTR (1000) | Residuos de frutas y vegetales, residuos de rastro | 3.50 | 25 | 1.12 |
| Passos et al. (2015) | CSTR (2000) | Microalgas, cultivos energéticos | 0.70 | 20 | 0.12 |
| Lindorfer et al. (2008) | CSTR (2000) | Estiércol de cerdo | 2.11 | | 1.50 |
| Hamawand (2015) | CSTR (2000) | Estiércol de cerdo, cultivos energéticos | 4.25 | | 2.91 |
| | CSTR (2400) | Estiércol de vaca, cultivos energéticos | | | 1.99 |
| Akbulut (2012) | Laguna (2713) | Estiércol de vaca | 2.51 | 33 | 1.05 |
| | CSTR (2713) | Estiércol de vaca, estiércol de oveja | 2.51 | 33 | 1.28 |
| De Vrieze et al. (2016) | CSTR (3000) | Cultivos energéticos, residuos de rastro | | 40 | 3.90 |
| | CSTR (2500) | Cultivos energéticos, residuos de rastro | | 60 | 6.35 |
| | CSTR (3500) | Estiércol, residuos de rastro | | 45 | 7.88 |
| | CSTR (3000) | Cultivos energéticos, estiércol, residuos de rastro | | 40-50 | 9.20 |
| Ek et al. (2011) | CSTR (7400) | Residuos de rastro | | 45-55 | 4.08 |
| Ahlberg-Eliasson et al. (2017) | (570) | Estiércol de vaca | 2.30 | 32 | 0.56 |
| | (2100) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 2.20 | 34 | 0.74 |
| | (600) | Estiércol de vaca | 2.30 | 34 | 0.88 |
| | (300) | Estiércol de vaca | 1.90 | 38 | 0.61 |
| | (261) | Estiércol de vaca | 2.00 | 33 | 0.54 |

| | | | | | |
|-------------------------------|-------------|---|------|-------|-------------|
| | (1780) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 2.30 | 32 | 0.91 |
| | (610) | Estiércol de vaca | 1.70 | 45 | 0.52 |
| | (1206) | Estiércol de vaca | 2.20 | 34 | 0.62 |
| | (405) | Estiércol de vaca | 1.30 | 55 | 0.37 |
| | (680) | Estiércol de vaca | 2.10 | 35 | 0.75 |
| | (800) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 1.70 | 29 | 0.73 |
| | (1000) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 2.50 | 31 | 1.12 |
| | (1170) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 3.20 | 23 | 0.67 |
| | (478) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 2.20 | 60 | 1.38 |
| | (2700) | Estiércol de vaca, residuos orgánicos | 1.50 | 36 | 0.57 |
| | (550) | Estiércol de cerdo | 2.00 | 25 | 0.65 |
| | (1500) | Estiércol de cerdo | 1.20 | 32 | 0.32 |
| | (520) | Estiércol de cerdo | 1.80 | 38 | 0.61 |
| | (2435) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.20 | 47 | 0.63 |
| | (1000) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.40 | 45 | 0.62 |
| | (2440) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.00 | 46 | 0.46 |
| | (3240) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.20 | 63 | 0.91 |
| | (1120) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.20 | 55 | 0.58 |
| | (515) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 1.50 | 29 | 0.63 |
| | (950) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 2.10 | 39 | 0.73 |
| | (370) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 2.70 | 23 | 0.87 |
| | (1680) | Estiércol de cerdo, residuos orgánicos | 2.60 | 30 | 0.91 |
| Cecchi and Cavinato (2019) | (2200) | Lodos, FORSU | 0.87 | 25-30 | 0.35 |
| | (5000) | Lodos, FORSU | 1.38 | 30-40 | 0.72 |
| De Vrieze et al. (2015) | CSTR (4000) | Residuos sólidos municipales | | | < 2.50 |
| | CSTR (4000) | Residuos sólidos municipales | | | 4.00-5.50 |
| | CSTR (1500) | Maíz, estiércol | | | 5.60 |
| | CSTR (1500) | Maíz, estiércol | | | 5.60 |
| | CSTR (1000) | Residuos de rastro | | | 7.50 |
| | CSTR (1000) | Residuos de rastro | | | 7.50 |
| | CSTR (2500) | Maíz, estiércol | | | 4.80 |
| | CSTR (3600) | Estiércol, cultivos energéticos, residuos de rastro | | | 1.50 |
| | CSTR (3600) | Estiércol, cultivos energéticos, residuos de rastro | | | 2.00 |
| | CSTR (3150) | FORSU | | | 5.50-7.00 |
| | CSTR (3150) | FORSU | | | 2.50-4.00 |
| | CSTR (3450) | FORSU | | | 2.50-4.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | 10.00-12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | 10.00-12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | 10.00-12.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | < 2.50 |
| | CSTR (1000) | Maíz, grasa, residuos de fruta | | | 5.70 |
| | CSTR (3255) | Lodos, estiércol | | | 2.70 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (4000) | Lodos de aguas residuales | | | 2.00 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | 1.10 |
| | CSTR (1200) | Maíz, estiércol | | | 1.10 |
| | CSTR (1250) | Estiércol | | | 4.10 |
| | CSTR (2000) | Maíz, estiércol | | | 7.40 |
| | CSTR (2000) | Maíz, estiércol | | | 7.40 |
| | CSTR (3000) | Maíz, estiércol | | | 5.70 |
| | CSTR (3200) | Maíz, estiércol | | | 2.10 |
| | CSTR (1500) | Residuos de rastro | | | 2.80 |

| | | | | | |
|-------------------------------|---------------|---|------|------|------|
| | CSTR (1500) | Residuos de rastro | | | 2.80 |
| | CSTR (1500) | Residuos de rastro | | | 2.80 |
| | CSTR (1500) | Residuos de rastro | | | 6.40 |
| Gutierrez et al. (2016) | Laguna (1344) | Estiércol de cerdo, hierba de elefante | 2.28 | 30 | 1.72 |
| | Laguna (2330) | Estiércol de cerdo, hierba de elefante | 2.63 | 41 | 1.41 |
| | Laguna (5450) | Estiércol de cerdo, hierba de elefante | 0.94 | 41 | 0.50 |
| Michailos et al. (2020) | CSTR (8000) | Lodos de depuradora | | | 1.28 |
| Otuzalti and Perendeci (2018) | CSTR (9000) | Lodos de depuradora | 1.35 | 22.5 | 0.44 |
| Wang et al. (2018) | CSTR (5000) | Estiércol de cerdo | | | 1.13 |
| <i>Biogas3 Project (2020)</i> | | | | | |
| 228-BG3 | (22) | Residuos vegetales, pulpa de fruta | 2.16 | 61 | 1.29 |
| 231-BG3 | (285) | Estiércol de cerdo, alimento para cerdo, maíz | 2.18 | 57 | 1.16 |
| 232-BG3 | (2159) | Residuos de frutas y vegetales en conserva | 2.15 | 42 | 1.05 |
| 378-BG3 | (699) | Residuos vegetales en conserva | 1.80 | 51 | 1.34 |
| 393-BG3 | (1261) | Residuos de frutas y vegetales en conserva | 2.17 | 52 | 1.16 |
| 455-BG3 | (905) | Residuos de frutas y vegetales en conserva | 2.17 | 53 | 1.72 |
| 312-BG3 | (149) | Estiércol de vaca, residuos de frutas y vegetales en conserva | 4.37 | 55 | 2.28 |
| 311-BG3 | (486) | Purín de cerdo, residuos de pastelería, residuos vegetales | 2.18 | 42 | 1.52 |
| 462-BG3 | (478) | Residuos de la industria lechera | 2.04 | 20 | 1.78 |
| 406-BG3 | (2993) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 35 | 0.73 |
| 388-BG3 | (121) | Estiércol de vaca | 2.18 | 35 | 0.73 |
| 263-BG3 | (549) | Residuos agro-industriales | 2.10 | 20 | 0.75 |
| 581-BG3 | (242) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 41 | 0.80 |
| 580-BG3 | (102) | Residuos agro-industriales | 4.37 | 38 | 1.97 |
| 582-BG3 | (1568) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 47 | 0.74 |
| 546-BG4 | (138) | Residuos agro-industriales | 2.16 | 51 | 1.77 |
| 542-BG5 | (84) | Estiércol de vaca | 2.17 | 50 | 0.70 |
| 244-BG6 | (122) | Cultivos energéticos, ensilaje | 2.18 | 62 | 2.21 |
| 139-BG7 | (1218) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 55 | 1.98 |
| 332-BG8 | (1328) | Estiércol de pollo, residuos de rastro | 2.16 | 51 | 0.92 |
| 334-BG9 | (341) | Residuos agro-industriales | 2.18 | 47 | 0.87 |

¹m³; ²kg SV m³ d⁻¹; ³d; ⁴m³ m⁻³ d⁻¹.

Otro factor a considerar para obtener VPN positivos es el subsidio por generación de electricidad, como ya se ha mencionado la producción de electricidad depende de la productividad de biogás, y de las políticas energéticas de cada país. En la Tabla 19 se presentan los diferentes subsidios por la generación de electricidad en la DA reportados en literatura, los subsidios van de 0.07 a 0.311 USD kWh⁻¹. Alemania e Italia presentan los subsidios más elevados y Australia los más bajos. En México no existen subsidios por la

producción de electricidad a través de DA, por lo que se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el subsidio requerido para obtener un VPN positivo, mediante un aumento en la productividad de biogás, los resultados se muestran en la Figura 12. Se observa que a mayor productividad de biogás los subsidios requeridos para obtener un VPN positivo disminuyen drásticamente. Para una productividad de $1.12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ se requiere de $1.51 \text{ USD kWh}^{-1}$ para obtener un VPN positivo, subsidio 4.9 veces más alto que el reportado para Alemania. Utilizando las productividades de 1.0 a $7.5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ reportadas en la Tabla 18 para DA de residuos de alimentos, RFV y RR en mono y co-digestión (De Vrieze et al. 2015) se requiere un subsidio de 1.65 a $0.098 \text{ USD kWh}^{-1}$. Con una productividad de $4.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ se requiere de un subsidio de $0.31 \text{ USD kWh}^{-1}$, correspondiente al máximo otorgado por Alemania.

Tabla 19. Diferentes subsidios gubernamentales por la generación de electricidad en las plantas de digestión anaerobia.

| Country | Subsidio (USD kWh ⁻¹) | Máxima capacidad instalada | Referencia |
|----------------------|--------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| Alemania | 0.200 ¹ | Hasta 500 kW | Biogas3 Project (2020) |
| | 0.176 ¹ | Hasta 2000 kW | |
| | 0.311 ² | Hasta 75 kW | |
| Turquía ^a | 0.131 | | Akbulut (2012) |
| Italia | 0.236 ³ | Hasta 300 kW | Battista et al. (2019) |
| | 0.210 ³ | 300 – 600 kW | |
| | 0.184 ³ | < 600 kW | |
| | 0.310 ² | Hasta 300 kW | |
| | 0.270 ² | 300 – 600 kW | |
| | 0.234 ² | < 600 kW | |
| Dinamarca | 0.139 | < 500 kW | Edwards et al. (2015) |
| Alemania | 0.262 | < 500 kW | |
| Reino Unido | 0.239 | < 500 kW | |
| Estados Unidos | 0.169 | < 500 kW | Torrijos (2016) |
| Australia | 0.070 | < 500 kW | |
| Francia | 0.175 | ≤ 150 kW | |
| | 0.166 | 300 kW | |
| | 0.160 | 500 kW | |
| | 0.153 | 1000 kW | |
| | 0.147 | ≥ 2000 kW | |

| | | | |
|--------------------|-------|---------------|------------------------|
| Irlanda | 0.207 | ≥ 500 kW | O'Connor et al. (2020) |
| | 0.180 | ≤ 500 kW | |
| China ^a | 0.140 | | Zheng et al. (2020) |

¹Residuos orgánicos; ²Estiércol de vaca; ³Cultivos energéticos.

^aPropuesto.

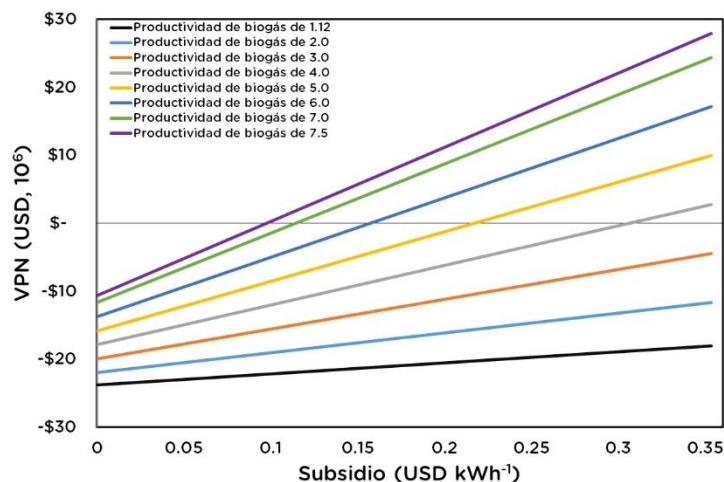


Figura 12. Relación del subsidio por producción de electricidad (USD kWh⁻¹) y el valor presente neto (USD) de la planta de digestión anaerobia a diferentes productividades de biogás (m³ m⁻³ d⁻¹).

7 Conclusiones

Los resultados experimentales demuestran que la co-digestión de residuos de frutas y vegetales (RFV) con residuos de rastro (RR) en diferentes formulaciones mostró los mayores rendimientos de CH₄ con 1.318 ± 0.030 L CH₄ g SV⁻¹; 34% más que la co-digestión con estiércol de vaca (EV), y 70% más que la mono-digestión de RFV. Sin embargo, la co-digestión con EV promueve una mayor sinergia en la degradación efectiva de los sustratos. Los mayores rendimientos de CH₄ se asocian con una distribución equilibrada en las fracciones de carbohidratos, proteínas y lípidos en las formulaciones de

RFV:RR. En comparación con el co-sustrato de EV, el RR proporciona más estabilidad en el rendimiento de CH₄ y con el indicador de alerta temprana AGV/AT cuando hay aumentos graduales en la concentración de carbohidratos solubles en el sustrato alimentado al digestor. La mejor estabilidad de la co-digestión de RFV:RR aparentemente se debe a la formación de bicarbonato de amonio, que proporciona capacidad *buffer* y estabilidad adicional al medio reactivo.

Los resultados técnicos, ambientales y económicos de la planta de biogás en el AMM indican una productividad de biogás 1.12 m³ m³ d⁻¹ generará 1441 kWh a⁻¹ y 2,300 t a⁻¹ de bio-fertilizante con 1.59% de nitrógeno, y podrá gestionar 18177 t a⁻¹ de residuos orgánicos. Además, presentará una reducción en el indicador de cambio climático de 578.35 t CO₂ eq a⁻¹ por la sustitución de electricidad convencional y fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, el análisis de VPN del proceso indica pérdidas económicas correspondientes a -24.165x10⁶ USD, por lo que es necesario aumentar la productividad a un mínimo de 4.0 m³ m³ d⁻¹ y obtener subsidios gubernamentales como mínimo de 0.3 USD kWh⁻¹, para garantizar el éxito financiero.

Los resultados de este estudio permiten relacionar el VPN con los subsidios por la generación de electricidad de los procesos de digestión anaerobia (DA), y son cruciales para determinar la viabilidad financiera de una planta de DA que gestione residuos de orgánicos y genere como co-productos electricidad y bio-fertilizante.

Este estudio aporta criterios de ecoeficiencia que pueden ser utilizados como base para los inversionistas y los planeadores de gestión del gobierno para la implementación de la tecnología de digestión anaerobia como alternativa al relleno sanitario en México.

8 Referencias

- Achinas, Spyridon, Demi Martherus, Janneke Krooneman, and Gerrit Jan Willem Euverink. 2019. "Preliminary Assessment of a Biogas-Based Power Plant from Organic Waste in the North Netherlands." *Energies* 12 (21). <https://doi.org/10.3390/en12214034>.
- Adghim, Mohamad, Mohamed Abdallah, Suhair Saad, Abdallah Shanableh, Majid Sartaj, and Ahmed Eltigani El Mansouri. 2020. "Comparative Life Cycle Assessment of Anaerobic Co-Digestion for Dairy Waste Management in Large-Scale Farms." *Journal of Cleaner Production* 256: 120320. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120320>.
- Aéreo, Transporte, Cesar Patricio, and Reyes Roel. 2003. "NORMA Oficial Mexicana NOM-043-SCT/2003, Documento de Embarque de Substancias, Materiales y Residuos Peligrosos."
- Ahlberg-Eliasson, Karin, Elisabet Nadeau, Lotta Levén, and Anna Schnürer. 2017. "Production Efficiency of Swedish Farm-Scale Biogas Plants." *Biomass and Bioenergy* 97: 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.12.002>.
- Aichinger, Peter, Tanush Wadhawan, Martin Kuprian, Matthew Higgins, Christian Ebner, Christian Fimml, Sudhir Murthy, and Bernhard Wett. 2015. "Synergistic Co-Digestion of Solid-Organic-Waste and Municipal Sewage-Sludge: 1 plus 1 Equals More than 2 in Terms of Biogas Production and Solids Reduction." *Water Research* 87 (December): 416–23. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.033>.
- Akbulut, Abdullah. 2012. "Techno-Economic Analysis of Electricity and Heat Generation from Farm-Scale Biogas Plant: Çiçekdağı Case Study." *Energy* 44 (1): 381–90. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.06.017>.
- Alibardi, L, and R Cossu. 2015. "Composition Variability of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Effects on Hydrogen and Methane Production Potentials." *Waste Management* 36: 147–55. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.019>.
- Alvarez, René, and Gunnar Lidén. 2008. "Semi-Continuous Co-Digestion of Solid Slaughterhouse Waste, Manure, and Fruit and Vegetable Waste." *Renewable Energy* 33 (4): 726–34. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.05.001>.
- Angulo, Joaquin, Liliana Mahecha, Sergio A. Yepes, Angela M. Yepes, Gilberto Bustamante, Harold Jaramillo, Edward Valencia, Tomás Villamil, and Jorge Gallo. 2012. "Quantitative and Nutritional Characterization of Fruit and Vegetable Waste from Marketplace: A Potential Use as Bovine Feedstuff?" *Journal of Environmental Management* 95 (SUPPL.). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.022>.

- Arnell, Magnus, Sergi Astals, Linda Åmand, Damien J. Batstone, Paul D. Jensen, and Ulf Jeppsson. 2016. "Modelling Anaerobic Co-Digestion in Benchmark Simulation Model No. 2: Parameter Estimation, Substrate Characterisation and Plant-Wide Integration." *Water Research* 98 (July): 138–46. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.070>.
- Astals, S., D. J. Batstone, J. Mata-Alvarez, and P. D. Jensen. 2014. "Identification of Synergistic Impacts during Anaerobic Co-Digestion of Organic Wastes." *Bioresource Technology* 169: 421–27. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.024>.
- Aui, Alvina, Wenqin Li, and Mark M. Wright. 2019. "Techno-Economic and Life Cycle Analysis of a Farm-Scale Anaerobic Digestion Plant in Iowa." *Waste Management* 89: 154–64. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.013>.
- Bacenetti, Jacopo, and Marco Fiala. 2015. "Carbon Footprint of Electricity from Anaerobic Digestion Plants in Italy." *Environmental Engineering and Management Journal* 14 (7): 1495–1502. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.161>.
- Baserga, U. 1998. "Landwirtschaftliche Co-Vergärungs-Biogasanlagen." *FAT-Berichte* No. 512, Tänikon/Switzerland.
- Batstone, D.J., J. Keller, I. Angelidaki, S.V. Kalyuzhnyi, S.G. Pavlostathis, A. Rozzi, and V.A. Vavilin. 2002. "Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) Scientific and Technical Report No. 13." London.
- Batstone, Damien, J Keller, I Angelidaki, S.V Kalyuzhnyi, S.G Pavlostathis, A Rozzi, W.T.M Sanders, H Siegrist, and V.A Vavilin. 2002. "The IWA Anaerobic Digestion Model No 1(ADM1)." *Water Science and Technology* 45 (1): 65–73. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.678>.
- Battista, Federico, Nicola Frison, and David Bolzonella. 2019. "Energy and Nutrients' Recovery in Anaerobic Digestion of Agricultural Biomass: An Italian Perspective for Future Applications." *Energies* 12 (17). <https://doi.org/10.3390/en12173287>.
- Biogas3 Proyect. 2020. "Sustainable Small-Scale Biogas from Agri-Food Waste for Energy Self-Sufficiency Intelligent Energy Europe Programme." 2020. <http://www.biogas3.eu/esp/index.html>.
- Bolzonella, D., F. Fatone, M. Gottardo, and N. Frison. 2018. "Nutrients Recovery from Anaerobic Digestate of Agro-Waste: Techno-Economic Assessment of Full Scale Applications." *Journal of Environmental Management* 216: 111–19. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.026>.
- Borowski, Sebastian, and Przemysław Kubacki. 2015. "Co-Digestion of Pig Slaughterhouse Waste with Sewage Sludge." *Waste Management* 40: 119–26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.021>.

- Botello-Álvarez, José Enrique, Pasiano Rivas-García, Liliana Fausto-Castro, Alejandro Estrada-Baltazar, and Ricardo Gomez-Gonzalez. 2018. "Informal Collection, Recycling and Export of Valuable Waste as Transcendent Factor in the Municipal Solid Waste Management: A Latin-American Reality." *Journal of Cleaner Production* 182: 485–95. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.065>.
- Bouallagui, H., R. Ben Cheikh, L. Marouani, and M. Hamdi. 2001. "Fermentation Méthanique Des Déchets Solides En Batch." *Premières Journées Scientifiques de l'Association Tunisienne de Biotechnologie Du 9-11 Février 2001*.
- Bouallagui, H., H. Lahdheb, E. Ben Romdan, B. Rachdi, and M. Hamdi. 2009. "Improvement of Fruit and Vegetable Waste Anaerobic Digestion Performance and Stability with Co-Substrates Addition." *Journal of Environmental Management* 90 (5): 1844–49. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.002>.
- Bouallagui, H., Y. Touhami, R. Ben Cheikh, and M. Hamdi. 2005. "Bioreactor Performance in Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Wastes." *Process Biochemistry* 40 (3–4): 989–95. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>.
- Boubaker, Fezzani, and Ben Cheikh Ridha. 2008. "Modelling of the Mesophilic Anaerobic Co-Digestion of Olive Mill Wastewater with Olive Mill Solid Waste Using Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)." *Bioresource Technology* 99 (14): 6565–77. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.035>.
- Bres, Patricia, María Eugenia Beily, Brian Jonathan Young, Javier Gasulla, Mariano Butti, Diana Crespo, Roberto Candal, and Dimitrios Komilis. 2018. "Performance of Semi-Continuous Anaerobic Co-Digestion of Poultry Manure with Fruit and Vegetable Waste and Analysis of Digestate Quality: A Bench Scale Study." *Waste Management* 82: 276–84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.041>.
- Brown, Dan, and Yebo Li. 2013. "Solid State Anaerobic Co-Digestion of Yard Waste and Food Waste for Biogas Production." *Bioresource Technology* 127: 275–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.081>.
- Callaghan, F. J., D. A J Wase, K. Thayanithy, and C. F. Forster. 2002. "Continuous Co-Digestion of Cattle Slurry with Fruit and Vegetable Wastes and Chicken Manure." *Biomass and Bioenergy* 22 (1): 71–77. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(01\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00057-5).
- Cámara Mexicano-Alemana de Comercio e Industria. 2020. "Bioenergía: Aprovechamiento Energético de Residuos Orgánicos." 2020. <https://mexiko.ahk.de/es/webinars/archivo>.
- Canada: Commission for Environmental Cooperation. 2017. *Characterization and Management of Food Loss and Waste in North America*. 448 Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation.

- Capson-Tojo, Gabriel, Maxime Rouez, Marion Crest, Jean Philippe Steyer, Jean Philippe Delgenès, and Renaud Escudié. 2016. "Food Waste Valorization via Anaerobic Processes: A Review." *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 15 (3): 499–547. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9405-y>.
- Carballa, Marta, Leticia Regueiro, and Juan M Lema. 2015. "Microbial Management of Anaerobic Digestion: Exploiting the Microbiome-Functionality Nexus." *Current Opinion in Biotechnology* 33 (June): 103–11. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2015.01.008>.
- Cecchi, F., P. Traverso, P. Pavan, D. Bolzonella, and L. Innocenti. 2005. "Characteristics of the OFMSW and Behavior of the Anaerobic Digestion Process." *ChemInform* 34 (13). <https://doi.org/10.1002/chin.200313272>.
- Cecchi, Franco, and Cristina Cavinato. 2019. "Smart Approaches to Food Waste Final Disposal." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (16). <https://doi.org/10.3390/ijerph16162860>.
- CFE. 2019. "Comisión Federal de Electricidad." 2019. <https://www.cfe.mx/Pages/Index.aspx>.
- Chakraborty, Deb Kumar, and S Venkata Mohan. 2018. "Bioresource Technology Effect of Food to Vegetable Waste Ratio on Acidogenesis and Methanogenesis during Two-Stage Integration" 254 (November 2017): 256–63.
- Chao, R., R. Sosa, A. A. Pérez, and E. Cruz. 2008. "Study on Pig Wastewater Treatment with Low Cost Biodigesters." *Livest. Res. Rural Dev.* 20 (9).
- Chiu, Sam L.H., and Irene M.C. Lo. 2016. "Reviewing the Anaerobic Digestion and Co-Digestion Process of Food Waste from the Perspectives on Biogas Production Performance and Environmental Impacts." *Environmental Science and Pollution Research* 23 (24): 24435–50. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7159-2>.
- Dias, T., R. Fragoso, and E. Duarte. 2014. "Anaerobic Co-Digestion of Dairy Cattle Manure and Pear Waste." *Bioresource Technology* 164: 420–23. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.110>.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2019. "LEY DEL IMPUESTO SOBRE LA RENTA."
- Drosg, Bernhard. 2013. *Process Monitoring in Biogas Plants*. IEA Bioene.
- Ebner, Jacqueline H., Rodrigo A. Labatut, Jeffrey S. Lodge, Anahita A. Williamson, and Thomas A. Trabold. 2016. "Anaerobic Co-Digestion of Commercial Food Waste and Dairy Manure: Characterizing Biochemical Parameters and Synergistic Effects." *Waste Management* 52: 286–94. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.046>.

- Edström, Mats, Åke Nordberg, and Lennart Thyseius. 2003. "Anaerobic Treatment of Animal Byproducts from Slaughterhouses at Laboratory and Pilot Scale." *Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology* 109 (1–3): 127–38. <https://doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:127>.
- Edwards, Joel, Maazuza Othman, and Stewart Burn. 2015. "A Review of Policy Drivers and Barriers for the Use of Anaerobic Digestion in Europe, the United States and Australia." *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 52: 815–28. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.112>.
- Edwards, Joel, Maazuza Othman, Enda Crossin, and Stewart Burn. 2017. "Anaerobic Co-Digestion of Municipal Food Waste and Sewage Sludge: A Comparative Life Cycle Assessment in the Context of a Waste Service Provision." *Bioresource Technology* 223: 237–49. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.044>.
- EEA. 2020. "European Environment Agency." 2020. <https://www.eea.europa.eu/>.
- Ek, A.E.W., S. Hallin, L. Vallin, A. Schnurer, and M. Karlsson. 2011. "Slaughterhouse Waste Co-Digestion - Experiences from 15 Years of Full-Scale Operation." *Proceedings of the World Renewable Energy Congress – Sweden, 8–13 May, 2011, Linköping, Sweden* 57: 64–71. <https://doi.org/10.3384/ecp1105764>.
- Eriksson, Mattias, Ingrid Strid, and Per-Anders Hansson. 2015. "Carbon Footprint of Food Waste Management Options in the Waste Hierarchy – a Swedish Case Study." *Journal of Cleaner Production* 93 (April): 115–25. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.026>.
- Esposito, G., L. Frunzo, A. Panico, and F. Pirozzi. 2011. "Modelling the Effect of the OLR and OFMSW Particle Size on the Performances of an Anaerobic Co-Digestion Reactor." *Process Biochemistry* 46 (2): 557–65. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.10.010>.
- European Biogas Association. 2016. "European Biogas Association." 2016. <http://european-biogas.eu/>.
- FAO. 2014. Food and Agriculture Organization of the United Nations Regional Office for Asia and the Pacific. Bangkok.
- Ferrer, I., M. Gamiz, M. Almeida, and A. Ruiz. 2009. "Pilot Project of Biogas Production from Pig Manure and Urine Mixture at Ambient Temperature in Ventanilla (Lima, Peru)." *Waste Management* 29 (1): 168–73. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.02.014>.
- Fisgativa, Henry, Anne Tremier, and Patrick Dabert. 2016. "Characterizing the Variability of Food Waste Quality: A Need for Efficient Valorisation through Anaerobic Digestion." *Waste Management* 50: 264–74. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041>.
- García-Peña, E. I., P. Parameswaran, D. W. Kang, M. Canul-Chan, and R. Krajmalnik-Brown. 2011. "Anaerobic Digestion and Co-Digestion Processes of Vegetable and Fruit Residues: Process and Microbial Ecology." *Bioresource Technology* 102 (20): 9447–55. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.068>.

Garfí, Marianna, Liliana Castro, Neus Montero, Humberto Escalante, and Ivet Ferrer. 2019. "Evaluating Environmental Benefits of Low-Cost Biogas Digesters in Small-Scale Farms in Colombia: A Life Cycle Assessment." *Bioresource Technology* 274 (December 2018): 541–48. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.007>.

Garfí, Marianna, Laia Ferrer-Martí, Irene Perez, Xavier Flotats, and Ivet Ferrer. 2011. "Codigestion of Cow and Guinea Pig Manure in Low-Cost Tubular Digesters at High Altitude." *Ecological Engineering* 37 (12): 2066–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.018>.

Gebrezgabher, Solomie A., Miranda P.M. Meuwissen, Bram A.M. Prins, and Alfons G.J.M.Oude Lansink. 2010. "Economic Analysis of Anaerobic Digestion-A Case of Green Power Biogas Plant in the Netherlands." *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 57 (2): 109–15. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2009.07.006>.

Gerardi, Michael H. 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. <https://doi.org/10.1002/0471468967>.

Gutierrez, Enrique Chan, Ao Xia, and Jerry D. Murphy. 2016. "Can Slurry Biogas Systems Be Cost Effective without Subsidy in Mexico?" *Renewable Energy* 95 (September): 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.096>.

Hagos, Kiros, Jianpeng Zong, Dongxue Li, Chang Liu, and Xiaohua Lu. 2017. "Anaerobic Co-Digestion Process for Biogas Production: Progress, Challenges and Perspectives." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 76 (March 2016): 1485–96. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>.

Hamawand, I. 2015. "Anaerobic Digestion Process and Bio-Energy in Meat Industry: A Review and a Potential." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 44: 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.12.009>.

Hamedani, Sara Rajabi, Mauro Villarini, Andrea Colantoni, Maurizio Carlini, Massimo Cecchini, Francesco Santoro, and Antonio Pantaleo. 2020. "Environmental and Economic Analysis of an Anaerobic Co-Digestion Power Plant Integrated with a Compost Plant." *Energies* 13 (11). <https://doi.org/10.3390/en13112724>.

Hidalgo, D., J.M. Martín-Marroquín, and F. Corona. 2017. "The Effect of Feed Composition on Anaerobic Co-Digestion of Animal-Processing by-Products." *Journal of Environmental Management*, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.033>.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2017. "Anuario Estadístico y Geográfico de Nuevo León 2017."

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gases Inventories. Switzerland.

Itten, René, Rolf Frischknecht, Matthias Stucki, Paul Scherrer, and Institut Psi. 2014. “Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid.” Paul Scherrer Institut (PSI), no. June: 1–229.

Jiang, Y, S Heaven, and C J Banks. 2012. “Strategies for Stable Anaerobic Digestion of Vegetable Waste” 44: 206–14. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.01.012>.

Kassem, Nazih, Deborah Sills, Roy Posmanik, Calum Blair, and Jefferson W. Tester. 2020. “Combining Anaerobic Digestion and Hydrothermal Liquefaction in the Conversion of Dairy Waste into Energy: A Techno Economic Model for New York State.” *Waste Management* 103: 228–39. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.029>.

Klimiuk, Ewa, Zygmunt Mariusz Gusiatin, Bulkowska, Tomasz Pokój, and Sabina Rynkowska. 2015. “ADM1-Based Modeling of Anaerobic Codigestion of Maize Silage and Cattle Manure – a Feedstock Characterisation for Model Implementation (Part I) / Modelowanie Kofermentacji Kiszonki Kukurydzy i Obornika Bydłęcego Za Pomocą ADM1 – Charakterystyka Wsadu Suro.” *Archives of Environmental Protection* 41 (3). <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0026>.

Knol, Wieger, Michael M. Van Der Most, and Jacobus De Waart. 1978. “Biogas Production by Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Waste. A Preliminary Study.” *Journal of the Science of Food and Agriculture* 29 (9): 822–30. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740290913>.

Koch, Konrad, Manfred Lübken, Tito Gehring, Marc Wichern, and Harald Horn. 2010. “Biogas from Grass Silage - Measurements and Modeling with ADM1.” *Bioresource Technology* 101 (21): 8158–65. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.009>.

Korai, Muhammad Safar, Rasool Bux Mahar, and Muhammad Aslam Uqaili. 2018. “The Seasonal Evolution of Fruit, Vegetable and Yard Wastes by Mono, Co and Tri-Digestion at Hyderabad, Sindh Pakistan.” *Waste Management* 71: 461–73. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.038>.

Kumar, Mathava, Yan-Liang Ou, and Jih-Gaw Lin. 2010. “Co-Composting of Green Waste and Food Waste at Low C/N Ratio.” *Waste Management* 30 (4): 602–9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>.

Labatut, Rodrigo A., Largus T. Angenent, and Norman R. Scott. 2011. “Biochemical Methane Potential and Biodegradability of Complex Organic Substrates.” *Bioresource Technology* 102 (3): 2255–64. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>.

Labatut, Rodrigo A., and Jennifer L. Pronto. 2018. Sustainable Waste-to-Energy Technologies: Anaerobic Digestion. Sustainable Food Waste-to-Energy Systems. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811157-4.00004-8>.

Lamnatou, Chr, R. Nicolai, D. Chemisana, C. Cristofari, and D. Cancellieri. 2019. "Biogas Production by Means of an Anaerobic-Digestion Plant in France: LCA of Greenhouse-Gas Emissions and Other Environmental Indicators." *Science of the Total Environment* 670: 1226–39. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.211>.

Lane, A.G. 1984. "Laboratory Scale Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Solid Waste." *Biomass* 5 (4): 245–59. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(84\)90072-6](https://doi.org/10.1016/0144-4565(84)90072-6).

Lansing, Stephanie, Joaquín Viquez, Helen Martínez, Raúl Botero, and Jay Martin. 2008. "Quantifying Electricity Generation and Waste Transformations in a Low-Cost, Plug-Flow Anaerobic Digestion System." *Ecological Engineering* 34 (4): 332–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.002>.

Li, Dong, Lin Chen, Xiaofeng Liu, Zili Mei, Haiwei Ren, Qin Cao, and Zhiying Yan. 2017a. "Instability Mechanisms and Early Warning Indicators for Mesophilic." *Bioresource Technology* 245 (13): 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.098>.

———. 2017b. "Instability Mechanisms and Early Warning Indicators for Mesophilic Anaerobic Digestion of Vegetable Waste." *Bioresource Technology* 245 (13): 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.098>.

Li, Lei, Qingming He, Yunmei Wei, Qin He, and Xuya Peng. 2014. "Early Warning Indicators for Monitoring the Process Failure of Anaerobic Digestion System of Food Waste." *Bioresource Technology* 171 (November): 491–94. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.089>.

Li, Lei, Xuya Peng, Xiaoming Wang, and Di Wu. 2018. "Anaerobic Digestion of Food Waste: A Review Focusing on Process Stability." *Bioresource Technology* 248 (174): 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.012>.

Li, Yangyang, Ashish Manandhar, Guoxue Li, and Ajay Shah. 2018. "Life Cycle Assessment of Integrated Solid State Anaerobic Digestion and Composting for On-Farm Organic Residues Treatment." *Waste Management* 76: 294–305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.025>.

Lijó, Lucía, Sara González-García, Jacopo Bacenetti, Marco Negri, Marco Fiala, Gumersindo Feijoo, and María Teresa Moreira. 2015. "Environmental Assessment of Farm-Scaled Anaerobic Co-Digestion for Bioenergy Production." *Waste Management* 41: 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.043>.

- Lin, Jia, Jiane Zuo, Lili Gan, Peng Li, Fenglin Liu, Kaijun Wang, Lei Chen, and Hainan Gan. 2011. "Effects of Mixture Ratio on Anaerobic Co-Digestion with Fruit and Vegetable Waste and Food Waste of China." *Journal of Environmental Sciences* 23 (8): 1403–8. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60572-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60572-4).
- Lindorfer, H., A. Corcoba, V. Vasilieva, R. Braun, and R. Kirchmayr. 2008. "Doubling the Organic Loading Rate in the Co-Digestion of Energy Crops and Manure - A Full Scale Case Study." *Bioresource Technology* 99 (5): 1148–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.033>.
- Lisboa, Maria Sol, and Stephanie Lansing. 2013. "Characterizing Food Waste Substrates for Co-Digestion through Biochemical Methane Potential (BMP) Experiments." *Waste Management* 33 (12): 2664–69. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.004>.
- Maria, Francesco Di, and Martino Barratta. 2015. "Boosting Methane Generation by Co-Digestion of Sludge with Fruit and Vegetable Waste: Internal Environment of Digester and Methanogenic Pathway." *Waste Management* 43: 130–36. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.007>.
- Maria, Francesco Di, Caterina Micale, and Stefano Contini. 2016. "Energetic and Environmental Sustainability of the Co-Digestion of Sludge with Bio-Waste in a Life Cycle Perspective." *Applied Energy* 171: 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.03.036>.
- Maria, Francesco Di, Alessio Sordi, Giuseppe Cirulli, Giovanni Gigliotti, and Luisa Massaccesi. 2014. "Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste in Sludge Digesters . An Analysis of the Relationship among Bio-Methane Generation , Process Stability and Digestate Phytotoxicity." *WASTE MANAGEMENT*, 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.017>.
- Martí-Herrero, J., R. Alvarez, R. Cespedes, M. R. Rojas, V. Conde, L. Aliaga, M. Balboa, and S. Danov. 2015. "Cow, Sheep and Llama Manure at Psychrophilic Anaerobic Co-Digestion with Low Cost Tubular Digesters in Cold Climate and High Altitude." *Bioresource Technology* 181: 238–46. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.063>.
- Masebinu, S. O., E. T. Akinlabi, E. Muzenda, A. O. Aboyade, and C. Mbohwa. 2018. "Experimental and Feasibility Assessment of Biogas Production by Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Waste from Joburg Market." *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.011>.
- Mata-Alvarez, J., J. Dosta, M. S. Romero-Güiza, X. Fonoll, M. Peces, and S. Astals. 2014. "A Critical Review on Anaerobic Co-Digestion Achievements between 2010 and 2013." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 36: 412–27. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>.

Mata-Alvarez, Joan, P. Llabrés, Franco Cecchi, and Paolo Pavan. 1992. "Anaerobic Digestion of the Barcelona Central Food Market Organic Wastes: Experimental Study." *Bioresource Technology* 39 (1): 39–48. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90054-2](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90054-2).

Matheri, A.N., C. Mbohwa, M. Belaid, T. Seodigeng, and J.C. Ngila. 2016. "Design Model Selection and Dimensioning of Anaerobic Digester for the OFMSW." *Lecture Notes in Engineering and Computer Science* 2226.

Mexicana, Norma. 1984. "NMX-AA-25-1984. Protección Al Ambiente - Contaminación Del Suelo - Residuos Sólidos - Determinación Del PH - Método Potenciómetro." *Normas Mexicanas*. Dirección General de Normas.

———. 2009. "NOM-242-SSA1-2009. Productos y Servicios. Productos de La Pesca Frescos, Refrigerados, Congelados y Procesados. Especificaciones Sanitarias y Métodos de Prueba."

———. 2013. "NMX-AA-005-SCFI-2013. Análisis de Agua - Medición de Grasas y Aceites Recuperables En Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas - Método de Prueba." *Normas Mexicanas*. Dirección General de Normas.

México, Banco de. 2020. "Banco de México." 2020. <https://www.banxico.org.mx/>.

Michailos, Stavros, Mark Walker, Adam Moody, Davide Poggio, and Mohamed Pourkashanian. 2020. "Biomethane Production Using an Integrated Anaerobic Digestion, Gasification and CO₂ Biomethanation Process in a Real Waste Water Treatment Plant: A Techno-Economic Assessment." *Energy Conversion and Management* 209 (April). <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112663>.

Miramontes-Martínez, L.R., R. Gomez-Gonzalez, J.E. Botello-Álvarez, C. Escamilla-Alvarado, A. Albalade-Ramírez, and P. Rivas-García. 2020. "Semi-Continuous Anaerobic Co-Digestion of Vegetable Waste and Cow Manure: A Study of Process Stabilization." *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 19 (3): 1117–34. <https://doi.org/10.24275/rmiq/proc920>.

Morero, Betzabet, Eduardo Groppelli, and Enrique A. Campanella. 2015. "Life Cycle Assessment of Biomethane Use in Argentina." *Bioresource Technology* 182 (January): 208–16. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.077>.

Morero, Betzabet, Rocio Vicentin, and Enrique A. Campanella. 2017. "Assessment of Biogas Production in Argentina from Co-Digestion of Sludge and Municipal Solid Waste." *Waste Management* 61: 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>.

Mostafa Imeni, S., Lara Pelaz, Carlos Corchado-Lopo, Anna Maria Busquets, Sergio Ponsá, and Joan Colón. 2019. "Techno-Economic Assessment of Anaerobic Co-Digestion of Livestock Manure and Cheese Whey

(Cow, Goat & Sheep) at Small to Medium Dairy Farms.” *Bioresource Technology* 291 (July): 121872. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121872>.

Nghiem, Long D., Konrad Koch, David Bolzonella, and Jörg E. Drewes. 2017. “Full Scale Co-Digestion of Wastewater Sludge and Food Waste: Bottlenecks and Possibilities.” *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 72 (July 2016): 354–62. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.062>.

Nielsen, H. B., and I. Angelidaki. 2008. “Congestion of Manure and Industrial Organic Waste at Centralized Biogas Plants: Process Imbalances and Limitations.” *Water Science and Technology* 58 (7): 1521–28. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.507>.

Nopens, Ingmar, Damien J. Batstone, John B. Copp, Ulf Jeppsson, Eveline Volcke, Jens Alex, and Peter A. Vanrolleghem. 2009. “An ASM/ADM Model Interface for Dynamic Plant-Wide Simulation.” *Water Research* 43 (7): 1913–23. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.012>.

Norma Mexicana. 1980. “NMX-F-068-1980. Alimentos. Determinación de Proteínas.” *Normas Mexicanas*. Dirección General de Normas.

———. 2001a. “NMX-AA-034-SCFI-2001.” *Normas Mexicanas*. Dirección General de Normas.

———. 2001b. “NMX-AA-036-SCFI-2001. Análisis de Agua. Determinación de Acidez y Alcalinidad En Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas. Método de Prueba.” *Normas Mexicanas*. Dirección General de Normas.

O’Connor, Sean, Ehiaze Ehimen, Suresh C. Pillai, Gary Lyons, and John Bartlett. 2020. “Economic and Environmental Analysis of Small-Scale Anaerobic Digestion Plants on Irish Dairy Farms.” *Energies* 13 (3). <https://doi.org/10.3390/en13030637>.

Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural Chemists (AOAC). 1990. “AOAC Official Method 962.09.” *AOCS–AOAC Method*.

Otuzalti, Murat Mert, and Nuriye Altınay Perendeci. 2018. “Modeling of Real Scale Waste Activated Sludge Anaerobic Digestion Process by Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1).” *International Journal of Green Energy* 15 (7): 454–64. <https://doi.org/10.1080/15435075.2018.1479265>.

Ouda, O. K.M., S. A. Raza, A. S. Nizami, M. Rehan, R. Al-Waked, and N. E. Korres. 2016. “Waste to Energy Potential: A Case Study of Saudi Arabia.” *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 61: 328–40. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.005>.

Parawira, W., M. Murto, J. S. Read, and B. Mattiasson. 2007. “A Study of Two-Stage Anaerobic Digestion of Solid Potato Waste Using Reactors under Mesophilic and Thermophilic Conditions.” *Environmental Technology* 28 (11): 1205–16. <https://doi.org/10.1080/09593332808618881>.

- Passos, Fabiana, and Ivet Ferrer. 2015. "Influence of Hydrothermal Pretreatment on Microalgal Biomass Anaerobic Digestion and Bioenergy Production." *Water Research* 68: 364–73. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.015>.
- Passos, Fabiana, Raquel Gutiérrez, Doris Brockmann, Jean Philippe Steyer, Joan García, and Ivet Ferrer. 2015. "Microalgae Production in Wastewater Treatment Systems, Anaerobic Digestion and Modelling Using ADM1." *Algal Research* 10: 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.04.008>.
- Patinvoh, Regina J., Osagie A. Osadolor, Ilona Sárvári Horváth, and Mohammad J. Taherzadeh. 2017. "Cost Effective Dry Anaerobic Digestion in Textile Bioreactors: Experimental and Economic Evaluation." *Bioresource Technology* 245 (August): 549–59. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.081>.
- Patterson, Tim, Sandra Esteves, Richard Dinsdale, and Alan Guwy. 2011. "Life Cycle Assessment of Biogas Infrastructure Options on a Regional Scale." *Bioresource Technology* 102 (15): 7313–23. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.063>.
- Pavi, Suelen, Luis Eduardo Kramer, Luciana Paulo Gomes, and Luis Alcides Schiavo Miranda. 2017. "Biogas Production from Co-Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Fruit and Vegetable Waste." *Bioresource Technology* 228: 362–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.003>.
- Pérez-Camacho, María Natividad, Robin Curry, and Thomas Cromie. 2018. "Life Cycle Environmental Impacts of Substituting Food Wastes for Traditional Anaerobic Digestion Feedstocks." *Waste Management* 73: 140–55. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.023>.
- Pieper, Dietmar H, Ramiro Vilchez-Vargas, Ruy Jáuregui, Nico Boon, Hugo Roume, Linde Raport, and Jo De Vrieze. 2016. "The Full-Scale Anaerobic Digestion Microbiome Is Represented by Specific Marker Populations." *Water Research* 104: 101–10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.008>.
- Pitk, Peep, Prasad Kaparaju, Jordi Palatsi, Rim Affes, and Raivo Vilu. 2013. "Co-Digestion of Sewage Sludge and Sterilized Solid Slaughterhouse Waste: Methane Production Efficiency and Process Limitations." *Bioresource Technology* 134: 227–32. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.029>.
- Pobeheim, Herbert, Bernhard Munk, Johan Johansson, and Georg M. Guebitz. 2010. "Influence of Trace Elements on Methane Formation from a Synthetic Model Substrate for Maize Silage." *Bioresource Technology* 101 (2): 836–39. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.076>.
- Polifacio, M., and J.D. Murphy. 2007. "Anaerobic Digestion in Ireland: Decision Support System." Department of Civil, Structural and Environmental Engineering. Cork Institute of Technology, Ireland.

Pöschl, Martina, Shane Ward, and Philip Owende. 2010. "Evaluation of Energy Efficiency of Various Biogas Production and Utilization Pathways." *Applied Energy* 87 (11): 3305–21. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.05.011>.

PReConsultants. n.d. "SimaPro 7.3.3® Software." Amrersfoort, The Netherlands.

Procházka, Jindřich, Petr Dolejš, Josef Máca, and Michal Dohányos. 2012. "Stability and Inhibition of Anaerobic Processes Caused by Insufficiency or Excess of Ammonia Nitrogen." *Applied Microbiology and Biotechnology* 93 (1): 439–47. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3625-4>.

Rajeshwari, K. V., D. C. Panth, K. Lata, and V. V. N. Kishore. 1998. "Studies on Biomethanation of Vegetable Market Waste." *Biogas Forum* 3, 4–11.

Ramírez-Islas, Martha E., Leonor Patricia Güereca, Fabiola S. Sosa-Rodriguez, and Mario A. Cobos-Peralta. 2020. "Environmental Assessment of Energy Production from Anaerobic Digestion of Pig Manure at Medium-Scale Using Life Cycle Assessment." *Waste Management* 102: 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.012>.

Raposo, F., M. A. De La Rubia, V. Fernández-Cegri, and R. Borja. 2012. "Anaerobic Digestion of Solid Organic Substrates in Batch Mode: An Overview Relating to Methane Yields and Experimental Procedures." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (1): 861–77. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>.

Rehl, T., J. Lansche, and J. Müller. 2012. "Life Cycle Assessment of Energy Generation from Biogas - Attributional vs. Consequential Approach." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (6): 3766–75. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.072>.

Ripley, L. E., W. C. Boyle, and J. C. Converse. 1986. "Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes." *Water Pollution Control Federation* 58 (5): 406–11.

Rivas-García, P., J.E. Botello-Álvarez, L.R. Miramontes-Martínez, J.J. Cano-Gómez, and R. Rico-Martínez. 2020. "New Model of Hydrolysis in the Anaerobic Co-Digestion of Bovine Manure with Vegetable Waste: Modification of Anerobic Digestion Model No. 1." *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 19 (1): 109–22. <https://doi.org/10.24275/rmiq/Bio557>.

Rivas-Garcia, P, J E Botello-Alvarez, J E Abel Seabra, A C da Silva Walter, and A Estrada-Baltazar. 2015. "Environmental Implications of Anaerobic Digestion for Manure Management in Dairy Farms in Mexico: A Life Cycle Perspective." *Environ Technol*, no. April: 1–38. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1024758>.

Rivas-García, Pasiano, José E. Botello-Álvarez, Alejandro Estrada-Baltazar, and José L. Navarrete-Bolaños. 2013. "Numerical Study of Microbial Population Dynamics in Anaerobic Digestion through the Anaerobic

Digestion Model No. 1 (ADM1).” *Chemical Engineering Journal* 228: 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.05.013>.

SAGARPA/FIRCO. 2011. “Diagnóstico General de La Situación Actual de Los Sistemas de Biodigestión En México,” 35.

Santos, Ivan Felipe Silva Dos, Regina Mambeli Barros, and Geraldo Lucio Tiago Filho. 2016. “Electricity Generation from Biogas of Anaerobic Wastewater Treatment Plants in Brazil: An Assessment of Feasibility and Potential.” *Journal of Cleaner Production* 126: 504–14. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.072>.

SAT. 2020. “Ley de Impuesto Al Valor Agregado.” 2020. <https://www.sat.gob.mx/ordenamiento/37585/ley-del-impuesto-al-valor-agregado>.

Scano, Efsio Antonio, Carla Asquer, Agata Pistis, Luca Ortu, Valeria Demontis, and Daniele Cocco. 2014. “Biogas from Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Wastes: Experimental Results on Pilot-Scale and Preliminary Performance Evaluation of a Full-Scale Power Plant.” *Energy Conversion and Management* 77: 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.09.004>.

Schoen, Michael A., Daniel Sperl, Maria Gadermaier, Marta Goberna, Ingrid Franke-Whittle, Heribert Insam, Josef Ablinger, and Bernhard Wett. 2009. “Population Dynamics at Digester Overload Conditions.” *Bioresource Technology* 100 (23): 5648–55. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.033>.

Seadi, Teodorita Al, Dominik Rutz, Heinz Prassl, Michael Köttner, Tobias Finsterwalder, Silke Volk, and Rainer Janssen. 2008. *Biogas Handbook*. Edited by Teodorita Al Seadi. University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs Vej 9-10, DK-6700 Esbjerg, Denmark.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2020. “Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral de Los Residuos.” www.gob.mx/semarnat.

SENER. 2018. “REPORTE DE INTELIGENCIA TECNOLÓGICA Biocombustibles Gaseosos 2 Información General Del Proyecto,” 198.

Spanjers, H., and J.B. Van Lier. 2006. “Instrumentation in Anaerobic Treatment - Research and Practice.” *Water. Sci. Technol.* 53: 63–76.

Steinmetz, Ricardo Luis Radis, Melissa Paola Mezzari, Marcio Luis Busi da Silva, Airton Kunz, André Cestonaro do Amaral, Deisi Cristina Tápparo, and Hugo Moreira Soares. 2016. “Enrichment and Acclimation of an Anaerobic Mesophilic Microorganism’s Inoculum for Standardization of BMP Assays.” *Bioresource Technology* 219: 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.031>.

Sun, Hao, Shubiao Wu, and Renjie Dong. 2016. "Monitoring Volatile Fatty Acids and Carbonate Alkalinity in Anaerobic Digestion: Titration Methodologies." *Chemical Engineering & Technology* 39 (4): 599–610. <https://doi.org/10.1002/ceat.201500293>.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories (SCLCI). 2010. "Ecoinvent Data v2.2." Dübendorf, Switzerland.

Task 37 Biogas Country Overview (Country Reports). Vienna. 2014. "Bioenergy Task 37."

Tolis, Athanasios, Athanasios Rentizelas, Konstantin Aravossis, and Ilias Tatsiopoulos. 2010. "Electricity and Combined Heat and Power from Municipal Solid Waste; Theoretically Optimal Investment Decision Time and Emissions Trading Implications." *Waste Management & Research* 28 (11): 985–95. <https://doi.org/10.1177/0734242X10371355>.

Torrijos, Michel. 2016. "State of Development of Biogas Production in Europe." *Procedia Environmental Sciences* 35: 881–89. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.043>.

Tsapekos, Panagiotis, Panagiotis G. Kougias, Sidhant Kuthiala, and Irini Angelidaki. 2018. "Co-Digestion and Model Simulations of Source Separated Municipal Organic Waste with Cattle Manure under Batch and Continuously Stirred Tank Reactors." *Energy Conversion and Management* 159 (December 2017): 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.01.002>.

Tsilemou, Konstantinia, and Demetrios Panagiotakopoulos. 2006. "Approximate Cost Functions for Solid Waste Treatment Facilities." *Waste Management and Research* 24 (4): 310–22. <https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>.

Usack, J.G., L. Gerber Van Doren, R Posmanik, R.A. Labatut, J.W. Tester, and L.T. Angenent. 2018. "An Evaluation of Anaerobic Co-Digestion Implementation on New York State Dairy Farms Using an Environmental and Economic Life-Cycle Framework." *Applied Energy* 211 (November 2018): 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.11.032>.

Velásquez Piñas, Jean Agustin, Osvaldo José Venturini, Electo Eduardo Silva Lora, Oscar Almazan del Olmo, and Orly Denisse Calle Roalcaba. 2019. "An Economic Holistic Feasibility Assessment of Centralized and Decentralized Biogas Plants with Mono-Digestion and Co-Digestion Systems." *Renewable Energy* 139: 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.053>.

Villarroel-Schneider, J., Brijesh Mainali, J. Martí-Herrero, Anders Malmquist, Andrew Martin, and Lucio Alejo. 2020. "Biogas Based Polygeneration Plant Options Utilizing Dairy Farms Waste: A Bolivian Case." *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 37 (November). <https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.100571>.

- Vrieze, Jo De, Aaron Marc Saunders, Ying He, Jing Fang, Per Halkjaer Nielsen, Willy Verstraete, and Nico Boon. 2015. "Ammonia and Temperature Determine Potential Clustering in the Anaerobic Digestion Microbiome." *Water Research* 75 (0): 312–23. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.025>.
- Wang, Pan, Hongtao Wang, Yinquan Qiu, Lianhai Ren, and Bin Jiang. 2018. "Bioresource Technology Microbial Characteristics in Anaerobic Digestion Process of Food Waste for Methane Production – A Review." *Bioresource Technology* 248: 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.152>.
- Wang, Yu, Xihui Wu, Xiaogang Tong, Taotao Li, and Faqi Wu. 2018. "Life Cycle Assessment of Large-Scale and Household Biogas Plants in Northwest China." *Journal of Cleaner Production* 192: 221–35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.264>.
- Ware, Aidan, and Niamh Power. 2016. "Biogas from Cattle Slaughterhouse Waste: Energy Recovery towards an Energy Self-Sufficient Industry in Ireland." *Renewable Energy* 97: 541–49. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.05.068>.
- Weiland, Peter. 2003. "Production and Energetic Use of Biogas from Energy Crops and Wastes in Germany." *Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology* 109 (1–3): 263–74. <https://doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:263>.
- Whitehead, Peter, Julian Parfitt, Katherine Bojczuk, and Keith James. 2013. "Estimates of Waste in the Food and Drink Supply Chain." *Estimates of Waste in the Food and Drink Supply Chain*, no. December 2012: 54.
- Whiting, Andrew, and Adisa Azapagic. 2014. "Life Cycle Environmental Impacts of Generating Electricity and Heat from Biogas Produced by Anaerobic Digestion." *Energy* 70: 181–93. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.103>.
- Wu, Di, Lei Li, Xiaofei Zhao, Yun Peng, Pingjin Yang, and Xuya Peng. 2019. "Anaerobic Digestion: A Review on Process Monitoring." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 103 (July 2018): 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.039>.
- Xie, Sihuang, Faisal I. Hai, Xinmin Zhan, Wenshan Guo, Hao H. Ngo, William E. Price, and Long D. Nghiem. 2016. "Anaerobic Co-Digestion: A Critical Review of Mathematical Modelling for Performance Optimization." *Bioresource Technology* 222: 498–512. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.015>.
- Yap, H. Y., and J. D. Nixon. 2015. "A Multi-Criteria Analysis of Options for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in India and the UK." *Waste Management* 46: 265–77. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.002>.

- Yousuf, Abu, Maksudur Rahman Khan, Domenico Pirozzi, and Zularisam Ab Wahid. 2016. "Financial Sustainability of Biogas Technology: Barriers, Opportunities, and Solutions." *Energy Sources, Part B: Economics, Planning and Policy* 11 (9): 841–48. <https://doi.org/10.1080/15567249.2016.1148084>.
- Zaher, Usama, Rongping Li, Ulf Jeppsson, Jean Philippe Steyer, and Shulin Chen. 2009. "GISCOD: General Integrated Solid Waste Co-Digestion Model." *Water Research* 43 (10): 2717–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.018>.
- Zaman, A U. 2010. "Comparative Study of Municipal Solid Waste Treatment Technologies Using Life Cycle Assessment Method" 7 (2): 225–34.
- Zarkadas, Ioannis S., Artemis S. Sofikiti, Evangelos A. Voudrias, and Georgios A. Pilidis. 2015. "Thermophilic Anaerobic Digestion of Pasteurised Food Wastes and Dairy Cattle Manure in Batch and Large Volume Laboratory Digesters: Focussing on Mixing Ratios." *Renewable Energy* 80: 432–40. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.02.015>.
- Zhang, Cunsheng, Gang Xiao, Liyu Peng, Haijia Su, and Tianwei Tan. 2013. "The Anaerobic Co-Digestion of Food Waste and Cattle Manure." *Bioresource Technology* 129 (February): 170–76. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138>.
- Zhang, Ruihong, Hamed M. El-Mashad, Karl Hartman, Fengyu Wang, Guangqing Liu, Chris Choate, and Paul Gamble. 2007. "Characterization of Food Waste as Feedstock for Anaerobic Digestion." *Bioresource Technology* 98 (4): 929–35. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>.
- Zhang, Wanqin, Quanyuan Wei, Shubiao Wu, Dandan Qi, Wei Li, Zhuang Zuo, and Renjie Dong. 2014. "Batch Anaerobic Co-Digestion of Pig Manure with Dewatered Sewage Sludge under Mesophilic Conditions." *Applied Energy* 128 (September): 175–83. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.04.071>.
- Zheng, Lei, Jingang Chen, Mingyue Zhao, Shikun Cheng, Li Pang Wang, Heinz Peter Mang, and Zifu Li. 2020. "What Could China Give to and Take from Other Countries in Terms of the Development of the Biogas Industry?" *Sustainability (Switzerland)* 12 (4): 1–22. <https://doi.org/10.3390/su12041490>.
- Zhou, Haidong, Han Li, and Fengfei Wang. 2012. "Anaerobic Digestion of Different Organic Wastes for Biogas Production and Its Operational Control Performed by the Modified ADM1." *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 47 (1): 84–92. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.629585>.

9 Material suplementario

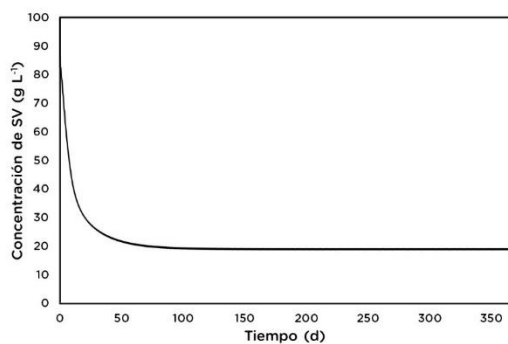


Figura S1. Concentración de sólidos volátiles en el digester anaerobio.

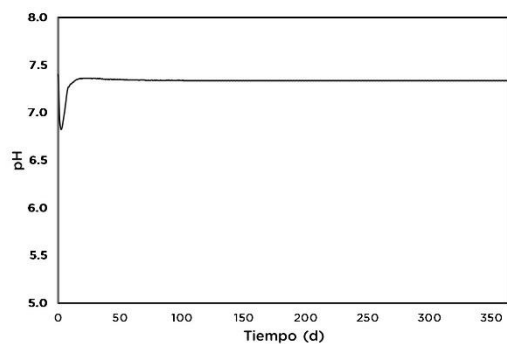


Figura S2. Perfil de pH del digester anaerobio.

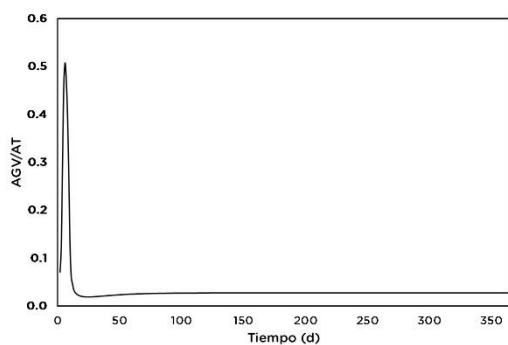


Figura S3. Relación AGV/AT del digester anaerobio.

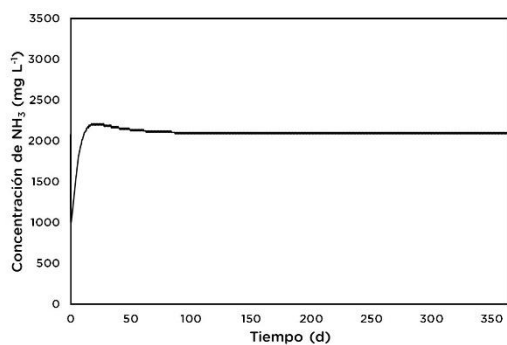


Figura S4. Concentración de NH₃ del digester anaerobio.

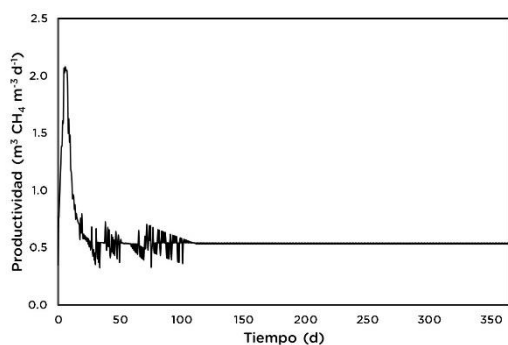


Figura S5. Productividad de metano del digester anaerobio.

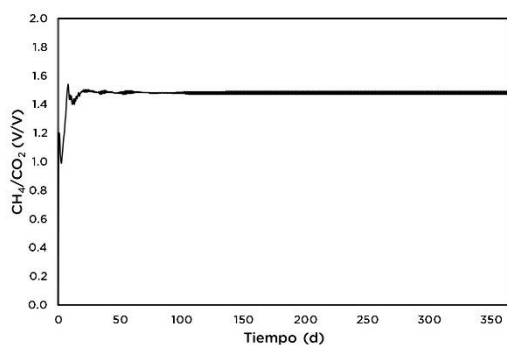


Figura S6. Relación CH₄/CO₂ (V/V) del biogás.